VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ – TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA

Hornicko-geologická fakulta

Studijní obor: Ochrana životního prostředí v průmyslu

Disertační práce doktorského studia

VÝZKUM VLIVU TĚŽEBNĚ-ÚPRAVÁRENSKÉHO KOMPLEXU V LOKALITĚ AK-TJUZ NA ZDRAVÍ OBYVATEL

Ing. Stanislav Čurda

Školitel: Prof. Ing. Konstantin Raclavský, CSc.

2007

Místopřísežné prohlášení

Místopřísežně prohlašuji, že jsem celou doktorskou práci vypracoval samostatně. U převzatých dat, obrázků, tabulek a příloh je vždy uveden zdroj informací.

V Ostravě, 2007

.....

Ing. Stanislav Čurda

Tato práce vznikla na základě podpory projektu zahraniční rozvojové pomoci České republiky:

GEOENVIRONMENTÁLNÍ PRŮZKUM A ZHODNOCENÍ EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ A RIZIK V OKOLÍ TĚŽEBNĚ-ÚPRAVÁRENSKÝCH KOMPLEXŮ

Poděkování

Chtěl bych velmi poděkovat firmě Geomin, která mi umožnila účast na projektu, jehož součástí byla tato práce, a hlavně RNDr. Miloši Abrahamovi, který velkou měrou přispěl k mé práci. Dále bych chtěl poděkovat školiteli Prof. Ing. Konstantinu Raclavskému, CSc. za jeho vedení mého doktorského studia a této práce. V neposlední řadě bych poděkoval rodičům a všem ostatním, kteří mě v průběhu studia podporovali.

Abstract

Lokalita Ak-Tjuz byla zasažena negativním vlivem stejně tak jako mnohé další těžebně využívané oblasti. Těžebně-úpravárenská činnost zaměřená na získávání thoria, ytria a dalších surovin negativně působila na okolní prostředí více než 50 let. Negativní vliv byl dále zvýšen havárií v roce 1964, kdy došlo k protržení jednoho z místních odkališť. Tato událost podstatně rozšířila a zintensivnila negativní dopad na životní prostředí v údolí řeky Kiči-Kemin. Hlavním nebezpečím pro životní prostředí se staly těžké kovy a ionizující záření vycházející z radioaktivní podstaty zde těženého materiálu. Cílem projektu Geoenvironmentální průzkum a hodnocení ekologických zátěží a rizik v okolí těžebně-úpravárenských komplexů bylo zmapovat tento dopad. Tato práce představuje část projektu, která se soustředí na dopad na zdraví obyvatel způsobený environmentálním vývojem v této oblasti.

Klíčová slova:

Ak-Tjuz, Kiči-Kemin, těžké kovy, radioaktivita, zdraví obyvatel.

Abstract

The Ak - Tjuz locality was negatively influenced like many other mining exploitation areas. Mining and mineral dressing aktivity, which is aimed to extraction of thorium, yttrium and other raw materials, has affected negatively surroundings more than 50 years. The negative influence was further increased due to breakdowns in 1964, when come to rupture one of local sludge bed. This event broadened substantially and made more intensive the negative impact on environment in valley of the Kici - Kemin River. The main dangers for environment are heavy metals and ionizing radiation from radioactive material mined here. The aim of the project called Geoenvironmental research and evaluation of ecological load and risk in surroundings of the mining and mineral dressing complex of buildings was to map this waste. This work is a part of the project which is concentrated on health of inhabitants impact caused by environmental development in this region.

Key words:

Ak-Tjuz, Kici-Kemin, heavy metals, radioactivity, health of inhabitants

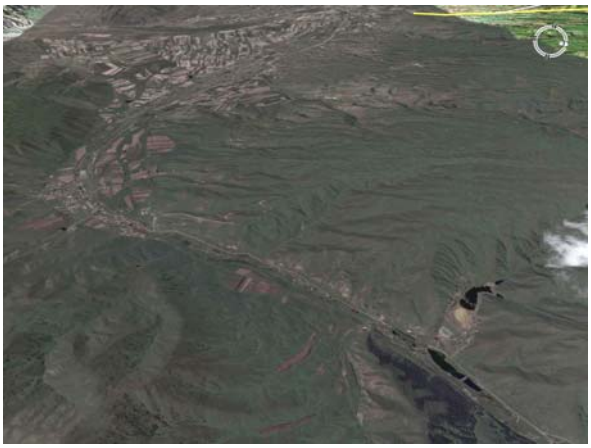
Obsah:

1 ÚVOD

Důlní a úpravárenské činnosti mají významný vliv na životní prostředí. Zvláště ve dvacátém století byl tento impakt velmi silný. Právě z této doby pochází největší množství starých ekologických zátěží z důlního a úpravárenského průmyslu. V současnosti je snaha se s tímto dědictvím vyrovnat. V první řadě je třeba stanovit všechny podstatné parametry a na jejich základě připravit další postup, který povede k nápravě.

Ve zprávě Keneshe Djusupova o zdraví obyvatel Kyrgystánu se můžeme dozvědět, že je zde mnoho faktorů negativně působících. Toto působení je odrazem složek životního prostředí. Velmi obšírně je zde pojednáno o znečištění rtutí v severní a jihovýchodní části Kyrgystánu, o zamořování půd těžkými kovy a pesticidy atd. Tato negativa se samozřejmě velmi snadno přenáší na obyvatelstvo a negativně ovlivňují jeho zdraví.

Při popisu dopadů životního prostředí na zdraví obyvatel Kyrgystánu je poměrně rozsáhlá kapitola věnována negativním vlivům způsobených těžbou nerostných surovin a navazující úpravárenskou činností. Nejedná se pouze o přímý vliv za doby aktivní těžby, ale také o popis a kritiku nevhodné volby lokalit pro ukládání hlušiny a odpadů z úpravy nerostných surovin. V této souvislosti se poukazuje na nebezpečí ze strany seizmiky, na uvolnění velkých objemů nebezpečných látek do životního prostředí. Je zde uveden i příklad z roku 1964, kdy došlo k „zaplavení radioaktivním znečištěním“. Bezpochyby se jedná právě o situaci z lokality Ak-Tjuz (Djusupov, 2005).



Obr. 1: Družicový snímek části údolí řeky Kiči-Kemin s odkalištěm č. 4 v pravé dolní části

2 CÍLE PRÁCE

Jak vyplývá z úvodu, problematika dopadu průmyslu na životní prostředí a zdraví obyvatel je v Kyrgystánu velmi aktuální. Průmyslová těžba a úprava nerostných surovin zde byla a také nadále je hlavním odvětvím ekonomiky. Významnost takovýchto projektů je dána rovněž skutečností, že chybí základní data v tomto směru výzkumu v daném regionu.

Hlavním cílem této disertační práce je stanovit dopad těžebně-úpravárenské činnosti v lokalitě Ak-Tjuz na zdraví obyvatel. Celá práce se skládá z jednotlivých dílčích cílů. Hlavní rozdělení vyplývá z povahy materiálu. Byl zkoumán možný vliv radioaktivity, která byla dána vysokými obsahy thoria. Druhá hlavní skupina cílů se týká těžkých kovů. Ty působí, vzhledem k mimořádné události z roku 1964, v podstatně širším měřítku než je pouze prostor odkališť a přilehlých ploch. Těžké kovy výrazně kontaminovaly půdu po celé délce údolí mezi Ak-Tjuz a hranicí s Kazachstánem (a dále i na území Kazachstánu). Podskupinou tohoto cíle bylo stanovit přímo vliv hospodářských plodin, a dále alespoň teoreticky vliv zprostředkovaný hospodářskými zvířaty pasoucími se na plochách se zvýšenými obsahy těžkých kovů.

Tato disertační práce představuje pouze část z celkového výzkumu „Geoenvironmentálního průzkumu a zhodnocení ekologických zátěží a rizik v okolí těžebně-úpravárenských komplexů“. Doplňuje předchozí několikaletý průzkum v této lokalitě, který proběhly v předchozích etapách projektu. Z dat těchto etap se bezprostředně vycházelo při tvorbě této práce (geochemická a pedologická data byly podstatným vstupním souborem při přípravě projektu). Komplexní dokument, jehož je tato disertační práce součástí, je závěrečná zpráva projektu, která byla odevzdána kyrgyské straně.

Cíl mé vlastní práce spočíval nejen v potvrzení nebo vyvrácení předpokladu o tom, zda kontaminant působí, ale také v pokusu o stanovení míry působení negativního vlivu a ve vymezení škodlivých složek kontaminantu. Rozsah prací a metodika byly dány požadavky kyrgyské strany a dále časovými možnostmi. Proto nebylo postupováno striktně podle českých norem, které ošetřují tuto problematiku.

V praktické rovině bylo cílem odebrat vzorky pro analýzu na zemědělsky využívaných plochách v obcích Ak-Tjuz, Iljičevskoje, Kiči-Kemin a Doroldoj. Dále odebrat vzorky na plochách, které byly zasaženy kontaminací a jsou zároveň

využívány pro pastvu hospodářských zvířat. Do této kategorie spadají také odběry vzorků na plochách odkališť a v jejich bezprostředním okolí. Další částí bylo provést související měření a záznam situace v lokalitě. Při návrhu odběrových ploch se vycházelo z předchozích etap projektu, kdy proběhlo komplexní mapování lokality. Významnou roli hrál i původ kontaminace, který je v jednotlivých oblastech specifický.

V rámci fáze vyhodnocování bylo cílem získaná data srovnat a zhodnotit na základě platné legislativy, a vytvořit toxikologickou studii, která přesněji definuje míru negativního vlivu na zdraví obyvatel. Jako srovnávací hodnota pro traviny posloužily vzorky odebrané nad Ak-Tjuz, kde negativní vliv již nepůsobil.

Posledním cílem bylo nastínit, na základě závěrů z této práce, další možné postupy a činnosti, které by mohly vést ke zmírnění nebo nápravě stavu v tomto území.

Práce je rozdělena do tří hlavních částí a úvodu a závěru. Tyto hlavní části tvoří obecná charakteristika s vymezením problému a části věnované již konkrétním problematikám. Zaprvé je pozornost zaměřena na radioaktivitu. Další část je věnována problematice těžkých kovů. Obě tyto kapitoly obsahují teoretický základ, část věnovanou sběru dat a vlastnímu vyhodnocení získaných hodnot. Na konci každé ucelené části je shrnutí.

3 POPIS LOKALITY

3.1 Kyrgystán

K obecnému popisu Kyrgyské republiky bylo využito dokumentu organizace FAO (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS). Dokument vznikl v říjnu 2000 a jeho autorem je Anthony R. Fitzherbert, který zde působil od roku 1995. Tato základní zpráva byla prověřena a doplněna v květnu 2006 S.G. Reynoldsem.

Kyrgystán je malá hornatá vnitrozemská republika v srdci střední Asie. Leží mezi 39° a 43° N a 69° a 80° E, s rozlohou 198 000 km^2. Je obklopen ze severu Kazachstánem, z východu a jihu Čínou a Tádžikistánem, ze západu Uzbekistánem. Kyrgystán je hornatá země, kde pouze 7 % rozlohy je vhodné pro zemědělskou činnost.

Obr. 2: Vlajka Kyrgyzské republiky (FAO, 2007)

Na území této republiky žije 4 691 tis. obyvatel (24 obyv./km^2). Hlavní etnická skupina jsou Kyrgyzové, tvoří 55% obyvatelstva. Jsou to muslimové s dlouhou a bohatou tradicí. Pochází z Altaje, z povodí Jeniseje. Podobně jako Mongolové byli kočovníky obývajícími jurty (kruhové stany). Další symboly jejich národa tvoří například vysoký bílý plstěný klobouk. Tradice byly velmi narušeny vlivem SSSR, jehož součástí Kyrgystán byl. Další etnické skupiny jsou Rusové 21%, Uzbekové 13%, Ukrajinci a Němci.

Hlavní město Biškek (dříve Frunze 1926 – 1991) bylo založeno roku 1878 jako ruská pevnost. Má přibližně 700 000 obyvatel. Je situováno 42° 52´ N a 74° 35´ E v 700 – 850 m.n.m v bezprostřední blízkosti severního Tian Shanu.

Administrativně je země rozdělena do sedmi oblastí:

- Batkenská oblast (Batken),
- Džalalabadská oblast (Džalal-Abad),
- Issykkulská oblast (Karakol),
- Narynská oblast (Naryn),
- Ošská oblast (Oš),
- Talaská oblast (Talas),
- Čuská oblast (Tokmak).

Samosprávná města: Biškek, Oš.

3.1.1 Historie

Na území tohoto regionu se vyskytovalo několik starobylých národů. Velmi významná byla hedvábná stezka, která tudy procházela a významně ovlivňovala toto území. Oblast, kterou zabírá moderní Kyrgystán, byla začleněna pod ruskou kontrolu již v roce 1860 a v roce 1865 byla přiřazena do carské provincie Fergana a Semireche, tím se začal měnit život původních hlavně kočujících kmenů. Po revoluci v roce 1917 vliv Ruska pominul, ale již v roce 1920 byl znovu obnoven. Kyrgystán byl deklarován jako součást Sovětské socialistické republiky v roce 1936.

3.1.2 Topografie

Topografie Kyrgystánu je ovlivněna pohořím Tian Shan, které probíhá ve východozápadním směru. Dělí zemi do tří zón. Devadesát 94% republiky leží nad 1 000 m.n.m., s průměrnou nadmořskou výškou 2 750 m a více než 40% přes 3 000 m, z toho jsou tři čtvrtiny pod stálým sněhem a ledem. Nejvyšší vrcholky dosahují přes 7 400 m (na východě na hranicích s Čínou).

Severní zóna zahrnuje údolí řek Talas a Čuj, tyto vymezují okraj velké kazašské stepi, která se rozprostírá dále stovky kilometrů na sever. Zahrnuje vysočinu, kde se nachází jezero Issyk-Kul. Jezero je téměř 700 m hluboké, 170 km dlouhé a 70 km široké, v jeho nejširší části, a jedná se o druhé největší vysokohorské jezero na světě (po jezeru Titicaca v Peru).

Jižní zóna je okrajovou částí zemědělské nížiny Ferganského údolí. To je sevřeno z jihu Pamírem a ze severu Tian Shanem.

Centrální zóna zahrnuje hlavní část země. Je tvořena rozlehnou vysokohorskou oblastí horských pásem, ledovců, sněžných polí, vysokohorských údolí, náhorních a vysokohorských pastvin a luk.

3.1.3 Vodní zdroje

Kyrgyzstán má velké vodní bohatství, na kterém jsou závislé také další státy (Uzbekistán a částečně Kazachstán). Největší kyrgyzská řeka Naryn (535 km) s plochou povodí 53 700 km^2 se vlévá do Syrdarji, dále pak do Aralského moře. Právě k úmoří Aralského moře patří největší část Kyrgyzstánu (76,6%), další části patří do povodí řeky Tarym, úmoří jezera Issyk-kul a kazašského jezera Balchaš. Řeka Naryn představuje obrovský potenciál pro rozvoj vodních elektráren. Elektrická energie je kyrgyzskou hlavní vývozní komoditou. Jezer a přehradních nádrží je v Kyrgyzstánu kolem 750, jejich celková plocha dosahuje 6 836 km^2, což je 3,4% rozlohy země. 16 jezer a 11 vodních nádrží má dokonce rozlohu větší než 1 km^2.

3.1.4 Klima

Podnebí je typicky kontinentální s vysokými rozdíly zimních a letních teplot. Velké výkyvy teplot jsou patrné i v létě během jednoho dne. Pouze na pobřeží jezera Issyk-kul je klima podobné přímořským oblastem. Jaro bývá krátké, s častými opakujícími se mrazíky, jeho začátek je ovlivněn nadmořskou výškou. Nejvyšší teploty vzduchu jsou v Čujské a Ferganské nížině v červenci (44°C). Střídání teplot je velké a závisí na nadmořské výšce. V Biškeku je nejvyšší absolutní roční teplotní rozdíl teplot v Kyrgyzstánu, který dosahuje 76°C (max. 41,6°C; min. –34,4°C). V Narynu je maximální roční výkyv teplot 71,6°C, v Oši 64,6°C, na meteorologické stanici Ťan-Šan 64,3°C. V červenci jsou průměrné teploty v nížinách 27°C, ale mohou převyšovat 40°C, zatímco ve stejné době ve 3 000 m.n.m. teploty nepřesahují průměrně 10°C. V zimě mrzne ve všech regionech. Ve vyšších polohách sněhové srážky dosahují maximální hodnoty 1 000 mm, a to v oblasti okraje Ferganského údolí. V Kyrgastánu jsou však i údolí, které jsou v zimě téměř beze sněhu. To je dáno jejich polohou. V údolí Talas na severozápadu dosahuje sněhová pokrývka 250 – 500 mm. U jezera Issyk-Kul je patrný rozdíl mezi jeho západním a východním koncem (průměrně 200 mm na západní a 600 mm na východní straně). Zatímco na některých

místech dosahuje roční množství srážek 1 000 – 1 500 mm, na jiných je to pouze 100 – 150 mm. Velké množství srážek spadne na západních, jihozápadních a severozápadních stranách hor, které jsou na cestě vlhkých vzdušných proudů jdoucích ze severozápadu. Na jihozápadních svazích Ferganského hřbetu je roční množství srážek vyšší než 1 000 mm. Ke srážkově chudým místům patří Čujská a Talaská nížina (250 – 500 mm). Nejmenší množství srážek spadne na západním pobřeží jezera Issyk-kul (v Balykči 100 – 140 mm) a jižní části Ferganské nížiny (Batken – 156 mm). Množství srážek je velice rozdílné i mezi jednotlivými roky – nejvyšší rozdíly jsou v jižním Kyrgyzstánu (od 110 mm do 580 mm ročně).

Evaporace v zavlažovaných oblastech může kolísat mezi 1 200 až 1 600 mm a překonává tak srážky.

3.1.5 Vegetace

Rostlinstvo Kyrgystánu je rozčleněno do tří pásem.

Pásmo pod 1 500 m.n.m. patřilo historicky stepním druhům s rákosinami a mokřadními společenstvy podél řek (například u řeky Čuj). Značná část je dnes zemědělsky využívána a vyčerpávána. Netýká se to oblastí příliš suchých nebo s velkým sklonem.

Druhé pásmo mezi 1 500 a 3 000 m.n.m. představují horské pastviny s listnatými a jehličnatými lesy. Ty se vyskytují v závislosti na poloze a klimatu jednotlivých údolí. V některých místech se listnaté lesy vyskytují i nad hranicí 3000 m.n.m.

Třetí pásmo nad 3000 m zahrnuje vysokohorské pastviny.

Obr. 3: Vegetace v údolí středního pásma

Lesy a husté křovinné porosty pokrývají odhadem 8 430 km^2, z čehož je 1 016 km^2 zastoupeno plantážemi. To představuje 4,2 % z plochy země nebo 8% z využívané oblasti. Většina lesů se rozkládá mezi 1 200 a 2 400 m.n.m. Přirozené lesní porosty obsahují 120 druhů dřevin – největší zastoupení má jedle (*Picea schrenkiana)*, javory *(Juniperus* spp*)*, břízy *(Betula* spp*)*, křoviny zastupují dřišťály *(Berberis* spp), růže *(Rosa* spp*)*, řešetlák *(Hippophae rhamnoides*). V západním Tian Shanu v sušších oblastech jsou to pistácie (*Pistaciavera)* a divoké mandle (*Prunus amygdalus)*. Ve vlhčích oblastech se mohou vyskytnout pozůstatky přirozených lesů. Podle odhadů byla plocha lesů za posledních 30 let snížena až o 50%.

3.1.6 Ekosystémová diverzita

Vysoká rozmanitost na území Tien Shanu je dána velkou různorodostí mikroklimatu a morfologií krajiny v rozmezí 400 – 7 439 m.n.m. Nacházejí se zde oblasti od pouští a stepí, přes listnaté a jehličnaté lesy až po vysokohorské ekosystém a různé varianty vodních lokalit jako jsou mokřiny, stálé i občasné vodní toky, sladká i slaná jezera včetně jezera Issyk-Kul. Druhová diverzita je tak přirozeně vysoká. Zastupuje ji 500 druhů obratlovců, včetně 83 druhů savců, 368 druhů plazů, 745 druhů ryb a přinejmenším 3 000 druhů hmyzu. Co se flóry týká, je tu přes 4 500 druhů vyšších rostlin a 2 000 druhů hub. Mnohé druhy jsou endemitické, buď na úrovni Kyrgystánu, a nebo na úrovni střední Asie. Kyrgystán je v tomto směru bohatší než jeho sousední země. Bohužel mnoho druhů savců a ptáků v této oblasti je ohroženo lidskou činností, a proto je asi 10 % z nich vedeno jako ohrožený druh. Existuje formálně síť chráněných oblastí, která zahrnuje 5 „zapovedniků“ (striktně chráněných oblastí), 2 národní parky a 70 „zakazniků“ (chráněné oblasti). Tyto plochy zabírají rozlohu 558 700 hektarů, což je 2,7% z celkové plochy země.

Z výše uvedeného jasně vyplývá, jak důležitou roli v hospodářství Kyrgystánu hraje těžba nerostných surovin, a také dále jak je zde důležitá zemědělská půda, které je v této zemi nedostatek. V tomto světle je moje práce o to důležitější, jde právě o dopad těžby, která ovlivnila zemědělskou půdu a další plochy, což v konečném důsledku působí také na obyvatelstvo (FAO, 2007).

3.2 Popis a historie těžebně-úpravárenského komplexu Ak-Tjuz

Popis a historie těžebně úpravárenského komplexu Ak-Tjuz jsou velmi důležité, protože právě těžba a úprava nerostných surovin byla zdrojem škodlivin emitovaných do životního prostředí. Proto je nutné se podrobně seznámit s tímto zdrojem.

Při popisu historie těžebně úpravárenského komplexu Ak-Tjuz jsem vycházel hlavně ze zprávy předešlé etapy projektu napsané M. Abrahamem (autor zprávy a odpovědný řešitel celého projektu). K vytvoření zprávy, která sloužila jako hlavní podklad, byla použita místní (Kyrgyská) i světová literatura, data z Ministerstva ekologie a mimořádných událostí – oddělení monitoringu, prognózování mimořádných situací a správy odkališť (odpovědný orgán státní správy a partner projektu), informace od A. A. Nurabajeva (pracovník Ministerstva ekologie a mimořádných událostí) a hodnoty z předchozích etap projektu. Do popisu jsem dále zařadil vlastní poznatky z pobytu na lokalitě.

Rudní rajón Ak-Tjuz je situován cca 150 km východně od Biškeku v Keminském okrese Čujské oblasti. Zahrnuje ekonomicky významná ložiska i rudní výskyty rud vzácných zemin s Th, Be, Zr, Hf, Nb aj. a polymetalických rud. Jedná se o ložisko Ak-Tjuz (polymetalické rudy + rudy vzácných zemin), Kuperlisai (vzácné zeminy + Th), Kolesai (Be) a zejména největší ložisko Kutesai (vzácné zeminy, Th, Y, Sc, Ta, Nb, Zr, Hf a Pb), otevřené ohromným povrchovým dolem s velmi rozsáhlými těžebními odvaly hornin.

Obr. 4: Úpravna s povrchovým lomem v pozadí

Všechna ložiska rajónu Ak-Tjuz jsou prostorově i geneticky spjata s permotriasovými intruzivy (subalkalické leukogranity, granofyry, žulové porfyry, aplity, syenity, monzodiority a křemenné diority), které pronikly do okolních proterozoických až archaických krystalinických formací. Zrudnění je vázáno na alterované granitové kupole (silicifikace, greizenizace), žíly a žilníky, doplněné dalšími metasomatickými alteracemi v granitech i v okolních horninách. Na ložisku Kutesai jsou rozlišeny 4 minerální formace:

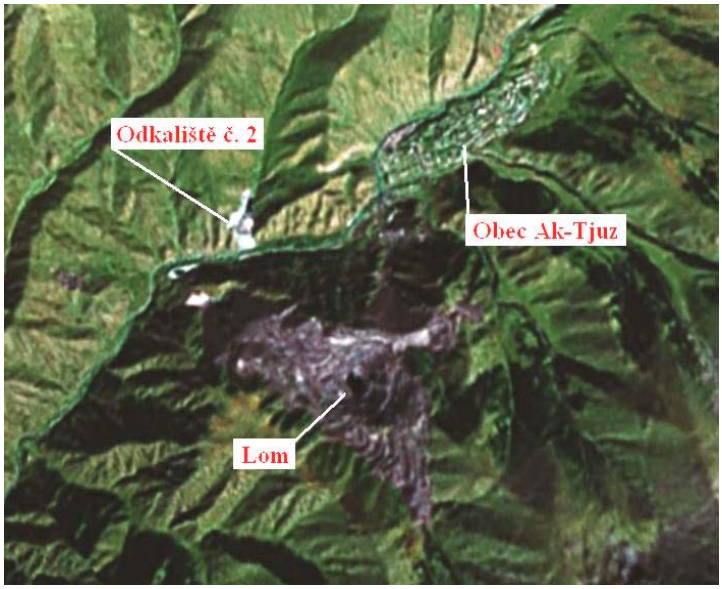
1) Nb – Be – Th – Zr (cyrtolit, ferritorit, columbit, thalenit, cerit, kasiterit, beryl, fenakit),

2) vzácné zeminy (REE) (fluocerit, monazit, yttrobastnesit, yttroparisit, synchysit, xenotim, molybdenit),

3) polymetalické rudy (galenit, sfalerit, pyrit, chalkopyrit, yttrofluorit, malakov),

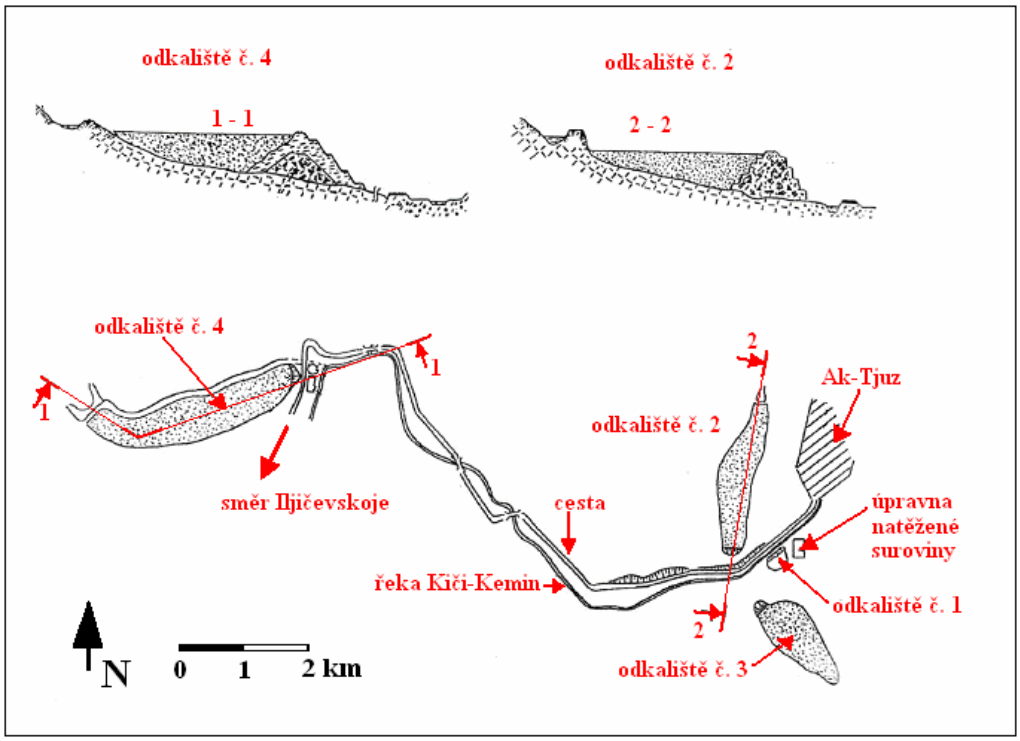
4) postminerální stadium (křemen, fluorit, kalcit).

Ložiska rudního rajónu byla přibližně 50 let předmětem intenzívní důlní a lomové těžby. Ta byla zahájena během druhé světové války, kdy byla zaměřena na polymetalické rudy s hlavní využívanou složkou Pb. Přibližně od poloviny 60. let byla těžba a produkce přeorientována na bohatou minerální asociaci rud vzácných zemin s Y, Th a dalšími cennými prvky. Těžba byla ukončena v polovině 90. let, ložiska však zdaleka nejsou vyčerpána. Do roku 1992 bylo na ložisku vytěženo 60 megatun rudy s průměrným obsahem 0,3 % REE (135 000 tun) + yttria (45 000 tun).



Obr. 5: Družicový snímek okolí obce Ak-Tjuz

K těžebnímu komplexu Ak-Tjuz patří velkokapacitní úpravna rudy a 4 odkaliště. Za přibližně 50 let činnosti úpravny bylo do odkališť uloženo přibližně 4,7 mil.m^3 odpadů, které obsahují pro životní prostředí a zdraví člověka škodlivé složky, zejména radioaktivní prvky, těžké kovy a zbytky reagencií, používaných při úpravárenských procesech.



Obr. 6: Situační plánek odkališť a řezy odkališti č. 2 a 4
(Abraham, 2004 - upraveno)

Odkaliště č. 1 a č. 3 jsou ve správní kompetenci Ministerstva ekologie a mimořádných událostí (MEČS). Odkaliště č. 4 a č. 2 v současné době podléhá správě soukromé izraelské společnosti Golden & Silver, která v úpravně rud v Ak-Tjuzu v přerušovaném režimu upravuje dovážené a již předpřipravené materiály blíže neznámého původu s obsahem zlata a odpady dopravuje na odkaliště č. 2.

Otevřený povrchový důl, mohutné odvaly hornin a technicky nedostatečně zajištěná a neudržovaná odkaliště s absencí systematického monitoringu jejich stavu představují stálé vysoké environmentální riziko kontaminace radioaktivitou a těžkými kovy pro celé údolí řeky Kiči-Kemin. Toto riziko je ještě zesíleno přírodními faktory, neboť se lokalita nachází v seismicky silně aktivní oblasti vysokohorského charakteru. Zemětřesení a následné sesuvy, které mohou rozrušit hráze odkališť nebo způsobit přeliv odkališť, jsou v těchto oblastech ustavičným rizikem.

3.2.1 Popis odkališť

Odkaliště č. 1 je nejstarší a nachází se přímo pod úpravnou. V letech 1942 – 1955 sem bylo uloženo 370 000 m^3 odpadů, které obsahují vysoký podíl prvků vzácných zemin, Th, Mo a dalších škodlivin – viz. tabulka č. 1 (úprava byla v tehdejší době účelově zaměřena jen na Pb).

Obr. 7: Čelo hráze odkaliště č. 1

V současné době je na povrchu odkaliště uloženo bez jakéhokoliv zajištění množství hotového jemného REE – Th koncentrátu, který se provozovatelům po zastavení těžby nepodařilo uplatnit na trhu. Je evidentní, že takto složený koncentrát podléhá větrné erozi s negativním dopadem na okolní životní prostředí. Dalším rizikovým faktorem je erozí rozrušené čelo hráze odkaliště. Radioaktivní odpady jsou zde na mnoha místech obnaženy, a za přispění atmosférických srážek a gravitace se „ochotně“ přesunují do nedaleké řeky Kiči-Kemin. Radiace na úpatí odkaliště dosahuje až 12,26 mSv.

Tab. 1: Obsahy kovů v odpadech na odkalištích (Abraham, 2004)

Odkaliště č.	Objem (m^3)	Obsahy kovů (mg/kg)
Číslo 1	371 000	Pb 4600, Mo 180, REE 3200, Th 500, Cu 300. Celkový dávkový příkon = 6,5 -10 mSv
Číslo 2	500 000	Pb 1200, Mo 90, REE 16000, Th 500, Cu 300, Y 400
Číslo 3	800 000	Pb 2100, Mo 150, REE 2800, Th 400, Cu 400, Y 700
Číslo 4	2 500 000	Pb 1200, Mo 70, REE 1500, Zr 5000, Cu 150, Zn 700, Th 120. Celkový dávkový příkon = 5 - 11 mSv

V rámci rekognoskačního výzkumu byly za účelem ověření obsahu polutantů na úpatí čela odkaliště odebrány dva vzorky technických sedimentů (T 4 a T 5). Analýzy vzorků ukázaly velmi vysoké obsahy Pb (maximum 9710 mg/kg), Zn (6240 mg/kg), Cu (1722 mg/kg), Mo (252 mg/kg), As (419 mg/kg) a Be (55 mg/kg). Zvýšené obsahy byly konstatovány také u Cd (15 mg/kg), W (158 mg/kg) a Y (314 mg/kg).

Ve stejných místech byly odebrány i dva vzorky těžkých minerálů (A 10, A 12), které přispěly k poznání mineralogického složení odpadů z hlediska obsahu těžkých minerálů (lehké minerály jako křemen, živce, slídy, jílové minerály apod. byly při rýžování odplaveny). Výsledky analýzy potvrzují očekávanou skutečnost, že minerální asociace horninotvorných minerálů v materiálu z odpadů je v podstatě stejná jako v aluviálních vzorcích z řeky Kiči-Kemin, neboť je odrazem minerálního složení hornin v okolí ložiska Ak-Tjuz. Hlavními členy minerální asociace (vysoké obsahy) jsou granáty, epidot, amfiboly a chlority, v menším množství jsou přítomny titanit, rutil, pyroxeny a ilmenit. Hojně jsou zastoupeny úlomky nerozdružených hornin. Z akcesorií je hojný magnetit, apatitu je málo. Překvapivě malé obsahy byly zjištěny u monazitu a zirkonu, přitom obsahy Th zjištěné ve vzorcích těžkých minerálů γ-spektrometrií jsou však poměrně vysoké (do 2656 mg/kg). Lze se tedy domnívat, že v materiálu těžkých minerálů z odpadů jsou přítomny i jiné radioaktivní minerály. Koncentráty těžkých minerálů z odpadů na odkališti č. 1 se vyznačují vysokými obsahy sulfidů (s výjimkou sfaleritu), a to zejména galenitu (do 50 g/m^3), pyritu a limonitizovaného pyritu (do 1000 g/m^3). Velmi hojný je rovněž cerussit (do 100g/m^3), fluorit (může být rovněž radioaktivní) a baryt.

V jemné frakci vzorků těžkých minerálů byly zjištěny vysoké koncentrace As (do 14 000 mg/kg), Be (1 000 mg/kg), Bi (100 mg/kg), Cu (500 mg/kg), Mo (200 mg/kg), Sn (6 000 mg/kg) a W (1 600 mg/kg). Naopak nápadně nízké jsou obsahy Ni, Co, Cr a V.

Odkaliště č. 2 je vybudováno v bočním údolí na pravém břehu řeky Kiči-Kemin cca 2 km pod obcí Ak-Tjuz.

Obr. 8: Hráz a plocha odkaliště č. 2

Odkaliště bylo v činnosti v letech 1951 – 1972. Do roku 1964 objem uložených odpadů činil 1 050 000 m^3. V prosinci 1964 došlo k protržení hráze a z odkaliště uniklo cca 680 000 m^3 radioaktivních odpadů do údolí řeky Kiči-Kemin. K této ekologické katastrofě došlo vlivem kombinace technických (nedokonalé zajištění a nedostatečná údržba hráze) a nasčítaných přírodních faktorů (zemětřesení a velké atmosférické srážky). Podle údajů z literatury se vyvržené odpady valily údolím řeky až do vzdálenosti cca 40 km. Radioaktivní písky s obsahy těžkých kovů zaplavily mnoho domů v obcích Iljičevskoje, Džany-Džol, Kiči-Kemin, Boroldoj, Michajlovka a Enbek (poslední dvě jmenovaná sídla jsou na území Kazachstánu). Výška písečné laviny v postižených vesnicích byla až 60 cm. Nánosy byly postupně odklízeny na přechodná úložiště a zakryty ochranným pokryvem. Mnoho lokálních zbytků odpadů v údolí samozřejmě zůstalo. Například jižně od Ak-Tjuzu, nedaleko odkaliště č. 2, zůstalo ležet několik tisíc m^3 odpadů přímo na březích řeky a na přilehlé mezideponii, která pak již nebyla z neznámých příčin zlikvidována. Uvedená havárie před 40 lety předurčila současnou radiační a celkovou environmentální situaci podél údolí řeky Kiči-Kemin od Ak-Tjuzu až po hranice s Kazachstánem a pravděpodobně i dále.

Odkaliště č. 3 je položeno v údolí na levém břehu řeky Kiči- Kemin cca 2 km jižně od vesnice přímo pod odvaly hlušiny z ložiska Kutesaj. Uloženo je tu cca 800 000 m^3 odpadů, část kapacity je ještě volná. Na konci činnosti těžebně-úpravárenského kombinátu sem bylo převezeno přesně neurčené množství (několik set až tisíc m^3) Th-REE koncentrátu (bez patřičného zajištění).

Obr. 9: Hráz a plocha odkaliště č. 3

Odkaliště č. 4 se nachází cca 8 km pod Ak-Tjuzem v pravostranném údolí, které ústí do Kiči-Keminu.

Obr. 10: Hráz a plocha odkaliště č. 4

Je v něm uloženo 2 500 000 m^3 odpadů, které se sem dopravovaly produktovodem. Na mnoha místech trasy produktovodu lze sledovat stopy po úniku přepravovaných radioaktivních odpadů, zřejmě v důsledku špatného technického stavu trub (Abraham, 2004).

V roce 2000 byla na odkališti s pomocí Finska provedena monitorovací studie, která charakterizovala rizikové faktory a navrhla neodkladné systematické řešení situace (Karpačev et al. 2000).

Obr. 11: Družicový snímek odkaliště č. 4, pořízený snímek zachycuje jarní období, což se projevuje množstvím vody na odkališti

3.2.2 Sklad thoria

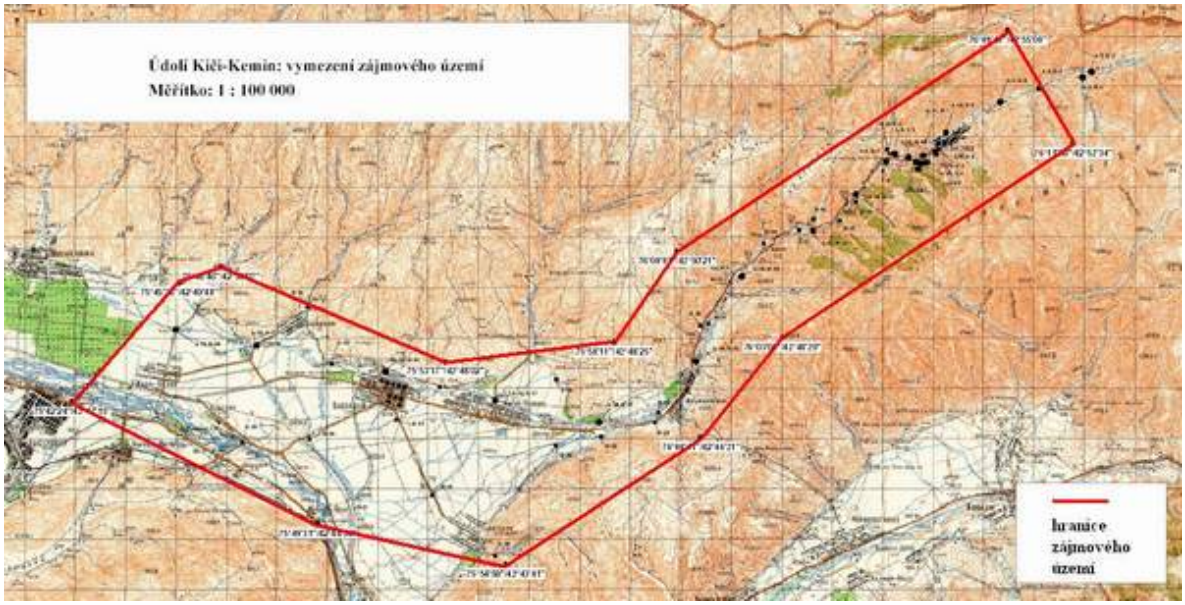
Rizikovou situaci lze dokreslit na příkladě bývalého skladu REE - Th-koncentrátu nedaleko odkaliště č. 2. cca 2 km pod vesnicí Ak-Tjuz. Tento objekt bylo možno zařadit do kategorie malých ohnisek radioaktivního znečištění. Úroveň záření radioaktivního koncentrátu zde běžně dosahovala dávek 120 – 150 mSv, často i vyšších. Uvedené hodnoty vysoce překračovaly obecnou hygienickou normu, která stanovuje, že v prostředí s úrovní gama záření nad 100 mSv by se člověk, jenž není patřičně chráněn, neměl vůbec pohybovat. Činností větru byl radioaktivní prach a písek roznášen údolím řeky. Radioaktivní objekt nebyl nijak zabezpečen, pozemek nebyl oplocen a nebyly zde umístěny žádné výstražné značky. V bezprostředním okolí skladu se běžně pásl dobytek. Louky a pastviny jsou i v údolí řeky pod objektem, a na blízkých stráních lidé sbírají houby a lesní plody. Existuje vysoká pravděpodobnost, že přes rostlinné a živočišné produkty se radioaktivní kontaminace a těžké kovy dostávají do potravinového řetězce a ohrožují zdraví zdejší populace (Abraham, 2004).

V současné době je nebezpečí, které představoval tento sklad, odstraněno. Sklad byl v rámci projektu rekultivován.

Obr.12: Plocha rekultivovaného skladu Th - koncentrátu

3.2.3 Zájmové území projektu

Zájmové území netvořila pouze oblast těžby, úpravy a ukládání odpadu. Jak je zřetelné na obrázku č. 13 jednalo se o širší území. Do tohoto území spadal také prostor nad úpravárenským závodem včetně obce Ak-Tjuz, dále údolí pod těžebním komplexem až po hranici s Kazachstánem. Do šíře byla výzkumná plocha vymezena svahy údolí řeky Kiči-Kemin.



Obr. 13: Mapa s vymezením zájmového území

Celé území lze rozdělit do 2 hlavních podcelků. Pravá strana na obrázku č. 13 představuje úzké údolí, ve kterém se nachází obec Ak-Tjuz a těžebně úpravárenský komplex. Levá strana zahrnuje zemědělské plochy a obce Iljičevskoje, Džany-Džol, Kiči-Kemin, Boroldoj. V této části se údolí podstatně rozšiřuje a jeho sklon se snižuje téměř do roviny. Vzorkovaná oblast se nachází mezi 2 274 a 1 169 m.n.m. Plocha bude více rozčleněna na jednotlivé pracovní celky níže.

4 NEGATIVNÍ DOPADY

4.1 Vymezení negativních dopadů

Lokalita Ak-Tjuz je příkladem staré ekologické zátěže způsobené hornickou a úpravárenskou činností. Tyto činnosti patří mezi nejvíce závažné, a to nejen v době svého akutního působení za provozu, ale i mnoho let po jeho ukončení. Tento vliv na životní prostředí je velmi silný. Ve zmíněné lokalitě byl tento vliv dále posílen a rozšířen mimořádnou událostí v roce 1964. V tomto roce došlo k protržení hráze a k uvolnění cca 680 000 m^3 radioaktivních odpadů, které kontaminovaly údolí řeky Kiči-Kemin až do vzdálenosti cca 40 km. Zasažena byla i sídla situované po toku Kiči-Kemin - Iljičevskoje, Kiči-Kemin, Boroldoj, Michajlovka a Enbek (poslední dvě již leží na území Kazachstánu). Nánosy radioaktivních úpravárenských odpadů byly postupně odklízeny. Na zasaženém území se však stále nachází mnoho reliktů této ekologické nehody. Např. jižně od Ak-Tjuzu, nedaleko odkaliště č. 2, zůstalo ležet několik tisíc m^3 odpadů přímo na březích řeky a na přilehlé mezideponii, která pak již nebyla z neznámých příčin zlikvidována (Abraham, 2004).

Pokud se zaměříme na vlivy působící na zdraví obyvatel v zasaženém území, je třeba nejprve vymezit jednotlivé okruhy působení negativních vlivů. To lze zjednodušeně rozložit do dvou hlavních okruhů:

radioaktivní kontaminace,

kontaminace těžkými kovy a dalšími nebezpečnými prvky.

5 RADIOAKTIVNÍ KONTAMINACE

Jednou z dílčích oblastí sledování dopadu bývalé hornicko-úpravárenské činnosti na zdraví obyvatel je zhodnocení vlivu radioaktivní složky. Tato složka byla do prostředí vnesena antropogenní činností a výrazně navýšila přirozenou hodnotu přírodní emise radioaktivního záření.

Problematika radioaktivní kontaminace prostředí je velmi závažným a citlivě vnímaným tématem v celosvětovém měřítku. Zdroje ionizujícího záření se dělí podle původu na přirozené (přírodní) a antropogenní. Mezi přírodní lze zahrnout dva odlišné zdroje: *kosmické záření* dopadající na Zemi z vesmíru a *přírodní radionuklidy*, které se vyskytují v našem životním prostředí. Kosmogenní radionuklidy vznikají jadernými reakcemi při interakci kosmického záření se stabilními prvky řídkého ovzduší zejména ve vnějším obalu Země (^{14}C, ^{3}H, ^{7}Be aj.) a jsou transportovány i na její povrch. Primordiální radionuklidy jsou především mateřské prvky tří přírodních řad radioaktivní přeměny (uranové, thoriové, aktiniové), a z nich sekundárně vznikají nestabilní dceřiné prvky, z nichž pro ozáření člověka je významné zejména radium ^{226}Ra a jeho plynný dceřiný produkt radon ^{222}Rn. Z ostatních primordiálních radionuklidů je nejvýznamnější draslík ^{40}K (ATSDR, 1999).

Tab. 2: Rozpadové řady (Wikipedia, 2007)

rozpadové řady					
Uran-radiová		**Aktiniová**		**Thoriová**	
izotop	poločas přeměny	Izotop	poločas přeměny	izotop	poločas přeměny
^{238}U	4,468·109 r	^{235}U	7,04·108 r	^{232}Th	1,405·1010 r
^{234}Th	24,10 d	^{231}Th	25,52 h	^{228}Ra	5,75 r
^{234}Pa	1,17 min	^{231}Pa	$3{,}276 \cdot 10^{4}$ r	^{228}Ac	6,15 h
^{234}U	$2{,}455 \cdot 10^{5}$ r	^{227}Ac	21,772 r	^{228}Th	1,9116 r
^{230}Th	$7{,}538 \cdot 10^{4}$ r	^{227}Th	18,68 d	^{224}Ra	3,66 d
^{226}Ra	1600 r	^{223}Fr	22,00 min	^{220}Rn	55,6 s
^{222}Rn	3,8235 d	^{223}Ra	11,43 d	^{216}Po	0,145 s
^{218}Po	3,10 min	^{219}Rn	3,96 s	^{212}Pb	10,64 h
^{214}Pb	26,8 min	^{215}Po	$1{,}781 \cdot 10^{-3}$ s	^{212}Bi	60,55 min
^{214}Bi	19,9 min	^{211}Pb	36,1 min	^{212}Po	$0{,}299 \cdot 10^{-6}$ s
^{214}Po	$164{,}3 \cdot 10^{-6}$ s	^{211}Bi	2,14 min	^{208}Tl	3,053 min
^{210}Tl	1,30 min	^{211}Po	0,516 s	^{208}Pb	
^{210}Pb	22,20 r	^{207}Tl	4,77 min		
^{210}Bi	5,012 d	^{207}Pb			
^{210}Po	138,376 d				
^{206}Pb					

5.1 Účinky na lidské zdraví - ionizující záření

Radioaktivní záření je nejčastější příčinou ionizujícího záření. Ionizační záření navozuje v hmotě, zejména živé, řadu změn vedoucích k poškození až zániku struktur. Negativní vlivy ionizujícího záření se dají rozdělit na rizika vzniku rakoviny a na ostatní projevy.

Vystavení ionizujícímu záření zvětšuje šanci, že člověk bude postižen rakovinou. Vliv hraje velikost dávky, kterou byl člověk zasažen, jeho věk, pohlaví atd. Toto nebezpečí může být v závislosti na predispozicích člověka významné již při malých dávkách.

V malých dávkách (hodnoty přirozené radioaktivity) nebyly prokázány vlivy na lidské zdraví. Takovéto míře záření je člověk vystaven běžně. Jedná se o záření z podloží, půdy, lékařských přístrojů, spotřební elektroniky. Vystavení vysokým dávkám

může mít za následek až hoření kůže, vypadávání vlasů a smrt. Vždy závisí na míře zasažení (tj. intenzitě záření), době (časový interval), způsobu ozáření, osobních predispozicích, věku, pohlaví a zdraví.

U dětí je mechanismus stejný jako u dospělých. U těhotných žen je riziko úmrtí plodu vysoké při vyšších dávkách, působení nižších dávek vede k poruchám mozku dítěte. Nejvíce citlivý je plod během prvních osmi týdnů těhotenství. V tomto období stačí na poškození mírnější překročení normální dávky ionizujícího záření.

Z hlediska vlivu ionizujícího záření jsou obyvatelé oblasti vystaveni záření z přírodních zdrojů podobně, jako je tomu u všech obyvatel naší planety. Míra ozáření lidí z přírodních zdrojů však kolísá v poměrně velikém rozsahu v závislosti na geografických souřadnicích místa pobytu, nadmořské výšce, charakteru geologického podloží, podmínkách bydlení (pobytu v budovách) a také na výživových zvyklostech, neboť složkou ozáření lidí je i vnitřní kontaminace zprostředkovaná, mimo vdechování radioaktivních látek, i požíváním potravin.

Posouzení možného vlivu ionizujícího záření na zdraví obyvatel je obecně ve světě věnována velká pozornost. Při znalosti dávky záření a s uvážením jejího rozložení v čase (jednorázové, dlouhodobé) a prostoru (lokální ozáření části těla či jednotlivého orgánu, ozáření celého těla) lze s vysokou pravděpodobností odhadnout, k jakým zdravotním následkům může dojít. Takové odhady jsou založeny na nesčetných pozorováních u ozářených lidí a také podloženy rozsáhlými pokusy na zvířatech. Mezinárodní skupiny odborníků se věnují kritickému rozboru těchto dat a formulují po jejich zobecnění kvantitativní ukazatele. Vrcholnou prestiž a garanci nezávislosti představuje v tomto ohledu Vědecký výbor Spojených národů o účincích atomového záření (United 120 Nations Scientific Commision on the Effects of Atomic Radiation - UNSCEAR), který byl ustaven v roce 1955 Valným shromážděním OSN a dosud publikoval 13 objemných zpráv shrnujících data o míře ozáření lidí a o pozorovaných účincích.

Účinky ionizujícího záření na zdraví lze zařadit do dvou kategorií v závislosti na základním typu vztahu dávky a účinku. Velké dávky, zpravidla v řádu jednotek grayů (Gy) nebo sievertů (Sv) (pro záření gama, beta a záření rentgenové lze tyto jednotky užívat ve vzájemné záměně, převodní faktor mezi nimi je rovný 1), způsobují změny *deterministické,* kdy účinek nastává při dosažení určité *prahové dávky*. K těmto typům následků patří např. akutní nemoc z ozáření, nebo změny kůže charakterizované

jako radiační popáleniny. Byly pozorovány např. po havárii v Černobylu u členů prvních směn záchranných prací na elektrárně.

Tab. 3: Následky ozáření (ATSDR, 1999)

Expozice (příklad)	**Stupeň vážnosti**	**Příznaky**
milisieverty (0,001 Sv)	Přírodní záření	---------
stovky milisievertů (0,1 Sv)	Žádný okamžitý účinek	Možná přechodná nevolnost, lehká horečka
mezi 1 000 a 2 000 millisieverty (1 až 2 Sv)	Významné zdravotní příznaky	Zvracení, únava, horečka, riziko infekce
mezi 2 000 a 4 000 millisieverty (2 až 4 Sv)	Vážné zdravotní příznaky	Dávení, horečka, trávicí problémy, krvácení, padání vlasů
mezi 4 000 a 10 000 millisieverty (4 až 10 Sv)	Velká pravděpodobnost úmrtí	Stejné, navíc závrať a dezorientace
nad 10 000 millisievertů (více než 10 Sv)	Úmrtí	---------

Pozn.: V některých pracích je LD_{50} stanovena na 3 – 3,5 Sv a LD_{100} na přibližně 5 Sv.

Biologická účinnost ionizujícího záření je různá a odvíjí se od citlivosti jednotlivých tkání. Následující řada je sestavena od nejvíce citlivých po nejméně citlivé: lymfatická tkáň, zárodečný epitel varlete, kostní dřeň, gastrointestinální epitel, vaječníky, buňky kožních zhoubných nádorů, pojivová tkáň, játra, pankreas, ledviny, nervová tkáň, mozek, svaly.

Pro úvahy tohoto projektu je však tato skupina zdravotních poruch málo významná.

Druhou skupinou zdravotních následků jsou pozdní projevy typu zhoubných nádorů a dědičných změn. Obě tyto skupiny zdravotního postižení se vyskytují i v běžné populaci, která nebyla vystavena žádnému přídatnému ozáření. Přitom frekvence těchto poruch je vysoká, asi 20 – 25% obyvatel umírá na zhoubné nádory, kolem 10% narozených dětí je nositelem nějakého zdravotně nepříznivého dědičného

rysu. Výše zmíněné analýzy dostupných dat prokázaly, že ionizující záření zvyšuje v ozářených skupinách pravděpodobnost výskytu nádorů.

Pro genetické následky nebyla dosud tato závislost v lidské populaci prokázána, pokládá se však na základě pokusů na zvířatech za reálnou. Přitom v jednotlivém případě nelze rozlišit, že např. nádor nebo dědičný projev je důsledkem ozáření. Tento statisticky náhodný výskyt v kolektivu ozářených osob vedl k zavedení označení *stochastické účinky*. Pro další úvahy o hodnocení rizika ohrožení zdraví je třeba ukázat, jak jsou stanoveny kvantitativní ukazatele, které umožňují odhad důsledků ze znalosti dávek, jimž jsou obyvatelé vystaveni.

Zobecnění dat o stochastických účincích vedlo k závěru, že pro oblast nízkých dávek lze vztah dávky a účinku výstižně popsat přímou úměrností mezi dávkou a přídatným výskytem následku. Takový vztah lze dokumentovat jenom v určitém dávkovém rozsahu. Směrem nahoru by byl lineární průběh ovlivněn výskytem deterministických projevů, směrem dolů by bylo třeba v analýzách zvyšovat počty pozorovaných osob, až by se dospělo k tak nízkým dávkám, které by vyžadovaly k průkazu statistické významnosti nereálně rozsáhlé kolektivy. Pro potřeby praxe je třeba postupovat cestou extrapolace od vyšších dávek směrem dolů. Takový postup vedl k přijetí *hypotézy linearity a bezprahovosti*. Je třeba zdůraznit, že tuto hypotézu nelze chápat jako nějakou radiobiologickou zákonitost. Byla formulována pro potřeby radiační ochrany jako v současné době nejlepší možné zevšeobecnění dostupných dat v souladu s názorem, že její aplikace je spojena v oblasti malých dávek spíše s nadhodnocením reálného rizika a že přitom zůstává jen malá pravděpodobnost možného podhodnocení. Za předpokladu platnosti hypotézy bezprahovosti a linearity je možno charakterizovat sklon přímky (její směrnici) pro jednotlivé typy nádorů tzv. *koeficienty rizika,* vyjadřujícími pravděpodobnost, se kterou daný jev nastane při ozáření jednotkovou dávkou.

O existenci dávkového prahu pro účinky stochastického typu se vedou dlouhodobě teoretické polemiky. Určité nové radiobiologické poznatky ukazují i na možnost nelineární závislosti v oblasti malých dávek. Vznik zmíněných onemocnění stochastického typu souvisí s celkovým počtem ozářených buněk ve tkáni a letálním účinkem záření, které i při malých dávkách navozuje letální efekt. Tato hypersenzitivita byla již prokázána na řadě typů buněk v několika vědeckých laboratořích a znamená, že v oblasti relativně malých dávek záření (100 – 500 mSv) je letální účinek záření poměrně

větší než v oblasti dávek kolem 1 Sv. To by mohlo znamenat za určitých podmínek i existenci prahu pro vznik nádorových onemocnění. Z výše zmíněného je zřejmé, že odhady zdravotních rizik v oblasti dávek pod 1 mSv nemají velký význam, neboť zde chybí jakékoliv experimentální podklady a biologické poznatky svědčí spíše o nelinearitách v oblasti dávek několika set mSv (ATSDR, 1999), (EIA – Temelín, 2001).

5.1.1 Působení radonu na člověka

Samotný radon není lidskému organismu příliš nebezpečný, neboť po vdechnutí je opět z velké části vydechnut zpět. Při podrobnějším zkoumání zjistíme, že se inertní plyn v plicních tkáních jen rozpouští, nehromadí se v nich, a je v celé plicní tkáni rozptýlen rovnoměrně. Stejně je tomu i v ostatních tkáních těla, kde žádnou rakovinu nezpůsobuje.

Nebezpečné jsou však jeho krátkodobé produkty rozpadu (^{218}Po, ^{214}Pb a ^{214}Bi), které se ve vzduchu zachycují na drobných prachových částicích a vytvářejí radioaktivní aerosoly. Po vdechnutí procházejí složitým filtrem dýchacích cest, kde se po usazení v průduškách a plicích dál samovolně rozpadají a při svém rozpadu dlouhodobě ozařují přímo tzv. bazální (kmenové) buňky. Proto je radon rizikovým faktorem vzniku rakoviny plic. Dceřiné produkty radonu tedy svou povahou a cestou vstupu ozařují především dýchací cesty. Ozařování ostatních orgánů a tkání je podstatně nižší až zanedbatelné a mimo rakoviny plic žádné jiné choroby ve znatelné míře nezpůsobuje. Rakovina plic není specifickým zdravotním důsledkem po ozáření ionizujícím zářením, příčinou úmrtí na tuto chorobu je především kouření cigaret (ATSDR - Rn, 2005).

5.2 Sběr dat

Ve dnech 18 – 19. 7. 2006 byla provedena sada měření celkového dávkového příkonu a gamaspektrometrické měření - stanovení obsahů Th (mg/kg), U (mg/kg), K (%) a úhrnné γ-aktivity. Lokality měření byly vybrány tak, aby postihly co nejpřesněji různé druhy prostředí (co do hodnot záření a co do intenzity pobytu obyvatel). Pro rozšíření souboru dat byly dále použity data z předchozích etap projektu. K měření byl použit přístroj kanadské výroby GR 130.

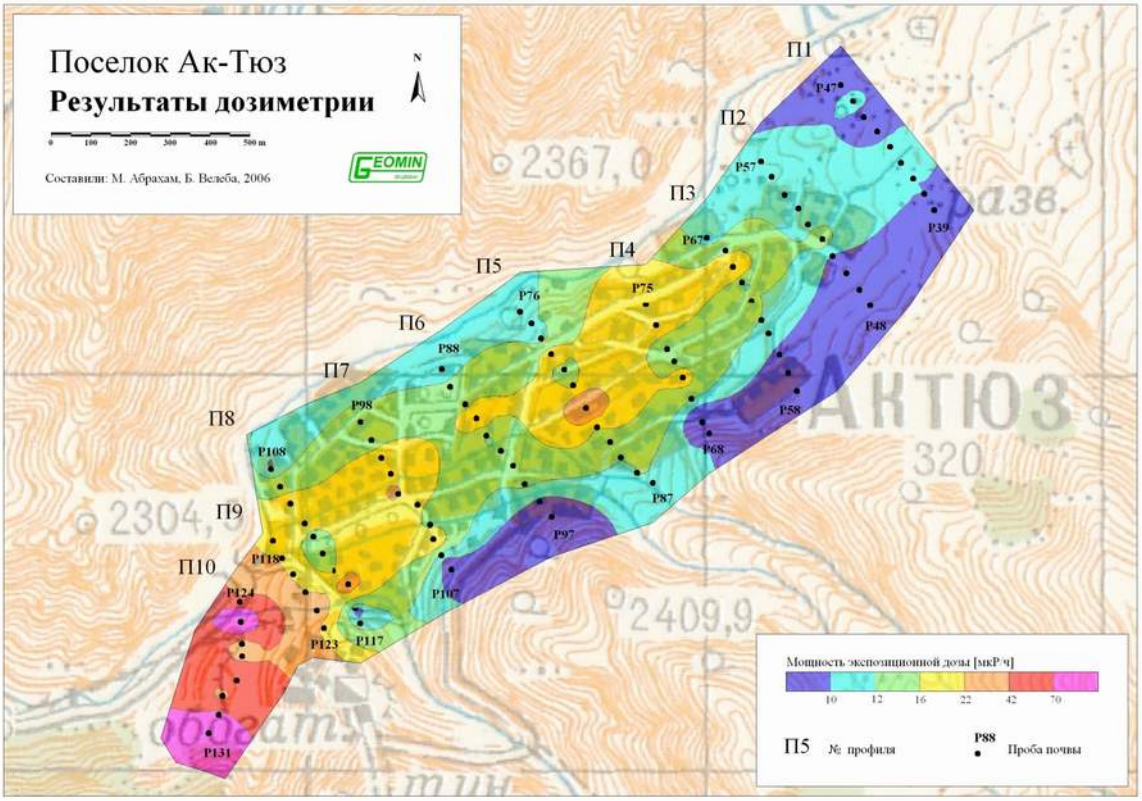
Obr. 14: Přístroj GR 130

U všech měření byla zaznamenána jejich poloha pomocí GPS (viz. příloha č. 4).

5.3 Zjištěné hodnoty

Na zkoumané lokalitě je přítomnost ionizujícího záření způsobena (navýšena nad přírodní pozadí) radioaktivní složkou těžby. Jedná se v hlavní míře o thorium. Nutno připočítat i další produkty jeho rozkladu. Vzhledem k tomu, že tato složka těžby byla prioritním žádaným výstupem úpravy nerostné suroviny, byla míra emitace tohoto prvku snížena. Největší negativní vliv měl mezisklad koncentrátu Th, ten však byl v rámci předchozí etapy tohoto projektu úspěšně rekultivován. Další oblastí se zvýšenými hodnotami ionizujícího záření jsou odkaliště. Zde je bez jakéhokoli krytí uložen odpad úpravárenských procesů, který stále obsahuje vyšší množství Th. Tyto oblasti však nejsou významně navštěvovány obyvateli, čímž se jejich vliv snižuje.

Z výše napsaného jasně vyplývá významnost některých faktorů. V tomto rudním rajónu je neoddiskutovatelný vliv podložních hornin. Úpravárenská činnost kumulovala přirozené obsahy radioaktivních surovin. Bohužel odpad z této činnosti se rozšířil i do širší oblasti. K tomu došlo několika způsoby. Do oblasti obce Ak-Tjuz a přilehlých míst kolem odkališť se kontaminant šíří aerickou cestou. Na tuto skutečnost má zásadní vliv převládající proudění větru umocněné údolním efektem.



Obr. 15: Mapa distribuce celkového dávkového příkonu (Abraham, 2004)

Druhá cesta šíření byla jednorázová, ale o to více intenzivní. Byla to mimořádná událost, která je příčinou zvýšených hodnot v místech pod protrženým odkalištěm. Zatímco šíření kontaminace větrem je proces pomalý a je ponechán bez povšimnutí, uvolněný materiál odkaliště byl v rámci úklidových prací odstraněn. Toto odstraňování však nebylo dokonalé, o čemž výmluvně svědčí relikty – na některých místech ve vzdálenosti několika málo metrů dochází k nezanedbatelným nárůstům radioaktivního záření, např. měření R 17 a R 18 jsou od sebe vzdáleny 10 m a jejich hodnoty celkového dávkového příkonu jsou R 17 – 6,7 mSv, R 18 – 1,4 mSv. To je téměř pětinásobný nárůst na poměrně krátké vzdálenosti.

Velmi významný pro tento projekt je rozdíl v hodnotách jednotlivých oblastí. V obydlených oblastech je míra záření nízká – průměrně celkový dávkový příkon činí 1,06 mSv v aglomeraci Ak-Tjuz a 1,77 mSv v zemědělské oblasti. Vzhledem k tomu, že právě v těchto oblastech se nejvíce zdržují lidé, jsou tyto hodnoty příznivé – oproti přirozenému pozadí jsou tyto hodnoty jen mírně navýšeny – oblast nad Ak-Tjuz nezasažená negativními vlivy vykazovala celkový dávkový příkon v průměru 0,78 mSv. Ale i tak lze označit tyto hodnoty za nízké vzhledem k jiným oblastem ve světě, kde přirozené pozadí je vyšší. Rozdíl mezi hodnotami v zemědělské oblasti a Ak-Tjuzem

jsou dány původem kontaminace a částečně též mírou „úklidových prací“ v zemědělské oblasti po úniku kontaminantu na tuto plochu. Jako kontrast působí hodnoty naměřené v údolí a na samotných odkalištích. Zde byly naměřeny tyto průměrné hodnoty celkového dávkového příkonu: 4,85 mSv na odkalištích a 4,74 mSv v údolí mezi odkalištěm č. 2 a obcí Iljičevskoje. Tyto hodnoty jsou znatelně vyšší, avšak je nutné konstatovat, že v této oblasti není významný dlouhodobý pobyt lidí. Dlouhodobě se zde vyskytují obyvatelé dvou domů umístěných v údolí pod odkalištěm č. 4. Samotná odkaliště téměř vůbec lidé nenavštěvují. Maximální hodnota byla naměřena na odkališti č. 4. – celkový dávkový příkon byl v průměru 11,28 mSv. Podrobnější hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 4.

Obr. 16: Plocha odkaliště č. 4

Obr. 17: Varovná značka

Tab. 4: Naměřené hodnoty v jednotlivých oblastech

	Celkový dávkový příkon	K (mg/kg)	U (mg/kg)	Th (mg/kg)
Data celé oblasti		počet vzorků	36	
průměr	3,17	0,15	1,57	7,42
maximum	11,28	0,29	6,82	28,51
minimum	0,41	0,00	0,20	0,98
odkaliště č.1,2,3,4		počet vzorků	12	
průměr	4,85	0,14	2,64	11,20
minimum	0,90	0,00	0,34	0,98
maximum	11,28	0,28	6,82	28,51
nad odkalištěm č.2.		počet vzorků	6	
průměr	1,06	0,16	0,35	1,90
minimum	0,78	0,13	0,20	1,13
maximum	1,47	0,20	0,53	2,31
údolí pod odkalištěm č.2.		počet vzorků	6	
průměr	4,74	0,11	2,07	12,56
minimum	1,39	0,02	0,51	2,13
maximum	8,50	0,19	3,52	21,41
zemědělská oblast		počet vzorků	12	
průměr	1,77	0,16	0,86	3,82
minimum	0,41	0,10	0,35	1,18
maximum	4,58	0,29	1,64	9,95

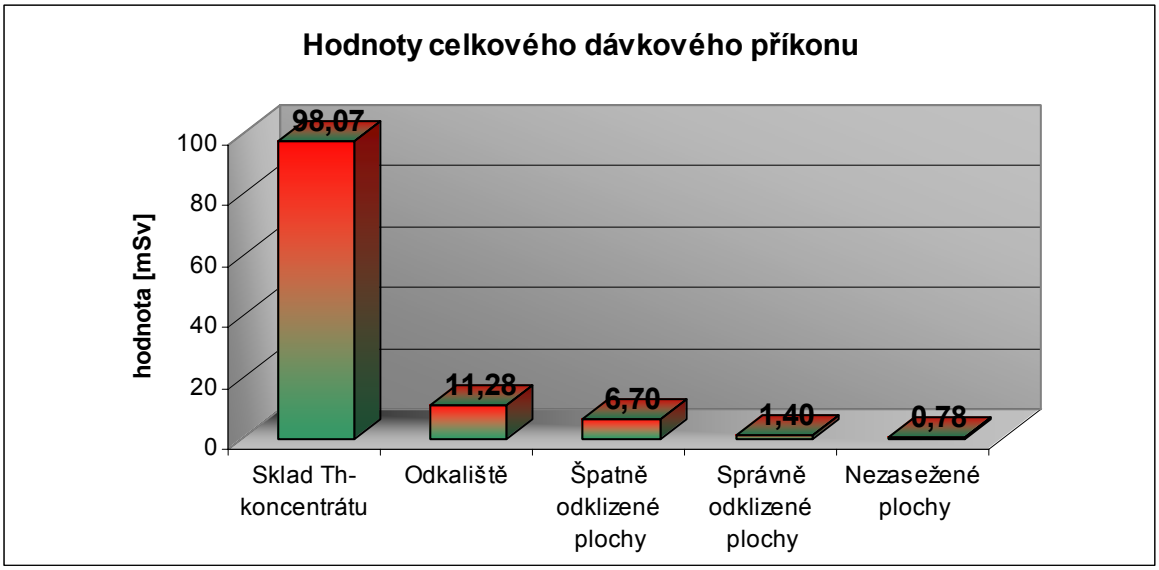
Jako problém se jistě jevil mezisklad thoriového koncentrátu, kde byly naměřeny hodnoty až 98,07 mSv. Ale i při faktu, že tato hodnota je poměrně vysoká, je nutno brát v úvahu dobu případného pobytu v této oblasti. Tyto úvahy jsou však již v současné době

bezpředmětné, protože tento mezisklad byl v rámci tohoto projektu rekultivován a jeho negativní dopad byl podstatně snížen (snížen na úroveň okolního prostředí).

Určitou referenční úrovní pro hodnocení dávek je úroveň přírodního (přirozeného) pozadí, která činí ve zmíněné oblasti přibližně 1,3 mSv za rok (tato hodnota je hodnota současné doby i s dopadem havárie – přirozené pozadí v nezasažené oblasti je 0,78 mSv – viz. výše). Je zřejmé, že dávky v úrovni procent nebo zlomku procenta přírodního pozadí nejsou prakticky významné, zanikají totiž v kolísání hodnot tohoto pozadí vlivem pohybu osob, potravinových návyků apod.

Tab. 5: Průměrné hodnoty celkového dávkového příkonu v jednotlivých oblastech

Oblast	hodnota	
Sklad Th-koncentrátu	98,07	mSv
Odkaliště	11,28	mSv
Špatně odklizené plochy	6,70	mSv
Správně odklizené plochy	1,40	mSv
Nezasažené plochy	0,78	mSv



Obr. 18: Graf průměrů hodnot celkového dávkového příkonu v jednotlivých oblastech

5.4 Zhodnocení získaných dat

Z předchozího textu vyplývá, že vliv radioaktivního znečištění v této oblasti není příliš závažný. Vzhledem k zjištěným hodnotám zde rozhodně nehrozí akutní dopady na zdraví. To v hlavní míře ovlivňuje hodnota záření a lokalizace zdrojů záření. Maximum 11,28 mSv nepředstavuje v problematice akutních projevů žádné riziko. Navíc tato plocha představuje území bez pobytu lidí. Ti se zde nepohybují ani krátkodobě.

Při hledání negativního ovlivnění v úvahu připadají následky ve formě vzniku nádorů a mutagenních dopadů. Z možných zdravotních rizik se jako nejpravděpodobnější jeví vliv na dýchací soustavu (viz. „Působení radonu na člověka“).

Hlavní nebezpečí, mezisklad Th koncentrátu, bylo odstraněno rekultivací. Nejvyšší hodnoty vykazují v současnosti odkaliště, která však nejsou navštěvována lidmi. K omezení negativního vlivu odkališť by stačilo překrýt uložený odpad nekontaminovanou vrstvou. Tím by se negativní vliv snížil, jak se tomu stalo na odkališti č. 2. Materiál, který byl dodatečně umístěn na toto místo, má vliv na snížení radioaktivní emise. Při srovnání s odkališti č. 4 a 3 je zde 8,5krát a 6,5krát nižší celkový dávkový příkon.

6 TĚŽKÉ KOVY

6.1 Kontaminace těžkými kovy

6.1.1 Těžké kovy

Definice těžkých kovů: Těžké kovy představují skupinu asi 40 prvků s hustotou větší než 5 $g.cm^{-3}$. Mezi tuto skupinu látek zařazujeme i některé amfoterní prvky (selen a arzen) s analogickým toxickým působením.

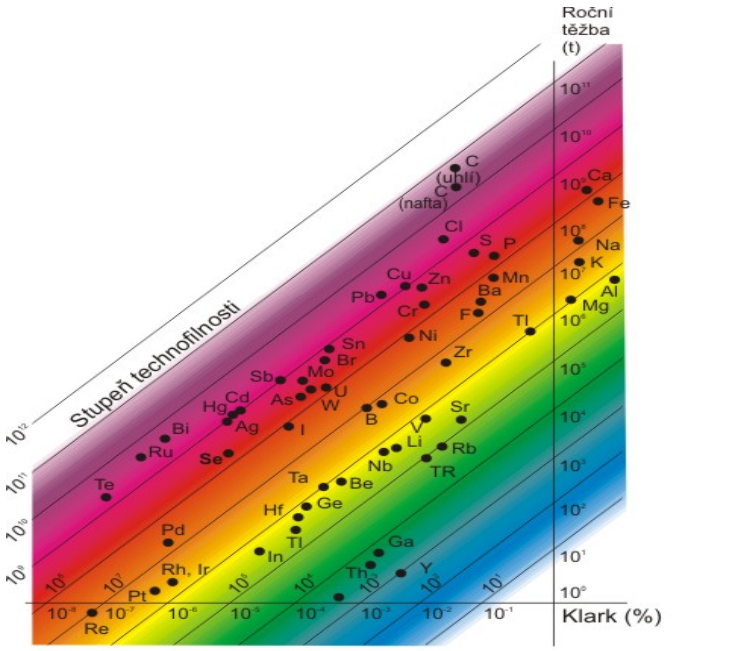
Veškeré zdroje vstupů do půd mají charakter přirozený a antropický. Přirozený vstup je člověkem ovlivňován jen nepatrně, jedná se o vstupy způsobené zvětráváním hornin, které souvisí s původním obsahem prvku v matečné hornině. Antropický vstup je velmi rozmanitý a činnost člověka je rozhodující.

Každá půda je charakterizována přirozeným obsahem těžkých kovů, který závisí na charakteru matečné horniny. Při zvětrávání se těžké kovy mohou uvolňovat do okolního prostředí a mohou být využívány rostlinami. Na rozdíl od organických látek nejsou odbouratelné a dochází k jejich kumulaci v půdě.

Hlavním zdrojem těžkých kovů v půdách ve světovém měřítku je spalování fosilních paliv, průmyslové procesy, kdy se těžké kovy do prostředí dostávají převážně celkovou atmosférickou depozicí, dále aplikace pesticidů a průmyslových hnojiv, případně kalů z čistíren odpadních vod, emise z dopravy, aplikací inhibitorů koroze a stárnutím nátěrů (uvolňování Pb) (Raclavský, 2001).

Tab. 5: Nejvýznamnější zdroje kovů v prostředí (Raclavský, 2001)

Druh výroby	Výskyt sloučenin prvků
Těžba a zpracování rud	**Fe, Zn, Hg, As, Se, Mn, Cu**
Hutní průmysl	Al, Cr, Mo, Ni, Pb, V
Strojírenství, povrchová úprava	Fe, Al, Mn, Ni, Cu, Zn
Chemický průmysl	Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Fe, Al
Barvy, laky, pigmenty	Hg, Cr, Pb, Zn, Ti, Al, Ba, Sr, Mn, As, Se
Buničina, papír	Ti, Zn, Al, Ba, Sr, Cr, Se, Cu, Hg
Zpracovávání kůží	Cr, Al, Fe
Textilní průmysl	Cu, Zn, Cr, Pb, Fe
Polygrafický průmysl	Zn, Cr, Ni, Cd, Cu, Pb
Elektrotechnika	Ag, Se, Ge, Mn, Ni, Pb, Cu, Hg
Spalování uhlí	As, Ti, Al, Ge, Se, Hg, Be, Zn, Mo, Ni, Pb, Sb
Spalování topných olejů	V, Ni, Zn, Cu
Pesticidy	Hg, As, Cu, Zn, Ba
Průmyslová hnojiva	Cd, Mn, As
Koroze potrubí	Fe, Pb, Cu, Ni, Zn, Cr
Automobilová doprava	Pb, Cd, Tl

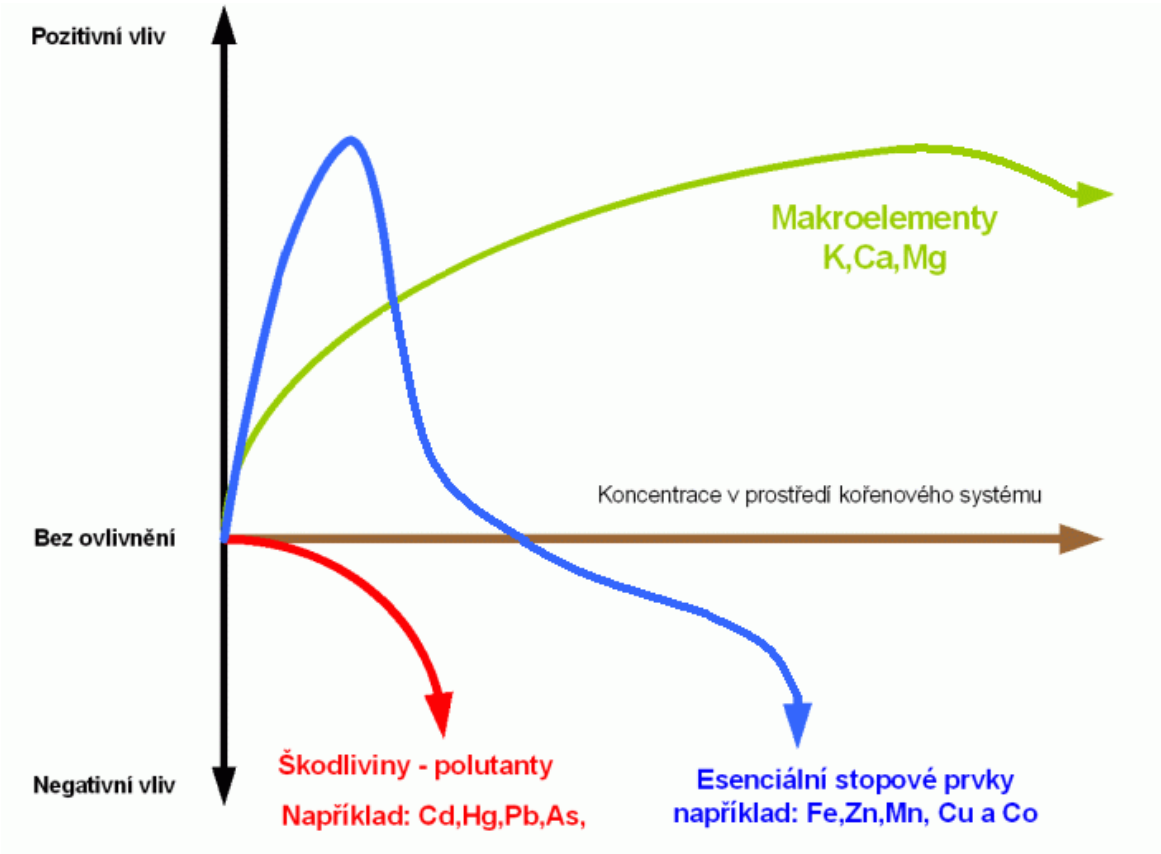


Stupeň technofilnosti chemických prvků v závislosti na klarkových hodnotách a roční těžbě (podle A. I. Perelmana 1975).

Obr.19:Stupeň technofilnosti prvků (Raclavský, 2001)

6.1.2 Význam pro organizmy

Některé těžké kovy jsou pro rostlinné a živočišné organizmy nezbytné. Tyto prvky jsou často označovány jako mikroživiny nebo esenciální stopové prvky. Pro růst rostlin jsou za esenciální stopové prvky považovány: Fe, Zn, Mn, Cu,Co a v některých případech ještě V a Ni. Pro živočišné organizmy jsou za esenciální stopové prvky považovány: Fe, Zn, Mn, Cu, Co, Mo, Cr, Sn a Ni. Příliš nízká koncentrace esenciálních stopových prvků může negativně ovlivňovat vývoj ekosystému. Přesto, že jsou tyto prvky považovány za esenciální, mohou být v případě výskytu ve vysoké koncentraci řazeny ke škodlivinám. Ve vyšších koncentracích se projeví jejich toxicita, dochází k denaturaci enzymů, bílkovin a k ovlivnění propustnosti buněčných membrán. Tuto skutečnost znázorňuje obrázek č. 20, který zachycuje různé druhy působení makroelementů, stopových prvků a škodlivin při zvyšujících se dávkách (Raclavský, 2001).



Obr. 20: Různé druhy vlivu prvků na rostliny (Raclavský, 2001 - upraveno)

6.1.3 Vliv na člověka

Těžké kovy vstupují prostřednictvím rostlin do potravního řetězce. Vysoké koncentrace těžkých kovů mohou ovlivňovat určité orgány a způsobují jejich onemocnění. Míra ovlivnění většinou závisí na formě výskytu těžkých kovů (komplexační

schopnosti) a na chemických vlastnostech (možnost ovlivnění činnosti enzymů). O negativním vlivu na člověka bude detailně pojednáno v kapitole 6.1.5 – 6.1.12.

6.1.4 Forma výskytu

Těžké kovy se jako prvky vyskytují poměrně zřídka, častěji se vyskytují v různých sloučeninách, které se mohou měnit na organokovové sloučeniny, obvykle mnohem toxičtější. Toxicita závisí také na formě výskytu (např. Cr^{6+} a As^{3+} jsou toxičtější než Cr^{3+} a As^{5+}). Pokud se vyskytuje více těžkých kovů, mohou se jejich účinky zesilovat nebo zeslabovat. Proto přítomnost kovů v odpadech a zeminách může vyvolávat dlouhodobé environmentální riziko. K uvolňování kovů z půd dochází v případě, že je přesycena retenční kapacita půd nebo v případě, že dojde k rozpouštění kovů (snížení pH) (Raclavský, 2001).

6.1.5 Vliv toxických kovů

Pro názornost je v následujícím textu zařazeno několik těžkých kovů s popisem jejich negativního působení.

Toxický efekt a vliv některých těžkých kovů na organismus

Toxický efekt

Tento pojem neodmyslitelně souvisí jak s bioakumulací, tak samozřejmě s toxicitou. Denně jsme vystavováni celé řadě chemických látek, které mohou více či méně působit na lidský organismus. Závažnost toxického efektu roste s dávkou toxické látky a je označována jako dávkový efekt.

Malé dávky nevykazují žádný toxický efekt až do tzv. prahové hodnoty, po tuto hodnotu organismus ještě zvládá kompenzaci toxického působení určitou formou homeostatické adaptace. Teprve po překročení prahové hodnoty je pozorovatelný toxický efekt. Stupeň toxického působení stoupá s dávkou až po dosažení smrtelné dávky. Velikost prahové hodnoty a smrtelné dávky závisí na mnoha faktorech a je u každého jedince různá. Záleží zejména na druhu látky, jedinci samotném, okamžitém stavu organismu, spolupůsobení dalších látek, adaptace látky na určité prostředí apod.

U všech případů expozice více druhy toxických látek mohou nastat různé způsoby vzájemné interakce. Určité látky mohou vzájemně snižovat svoji toxicitu (např. As a Se). Tento vztah pak označujeme jako antagonismus. Je-li účinek spolupůsobení dvou nebo více látek vyšší, než odpovídá prostému součtu účinků, hovoříme o synergismu (např. Cd zvyšuje vliv ostatních látek).

6.1.6 Arzen

Jak ovlivňuje arzen zdraví

Vdechování vzduchu obsahujícího vysokou koncentraci anorganického arzenu se může projevit bolestí v krku a vysušením plic.

Přijímání vysokého množství arzenu skrze potravu může způsobit smrt. Vystavení nižším dávkám arzenu může způsobit nevolnost, zvracení, snížení produkce bílých a červených krvinek, srdeční arytmii, poškození krevního řečiště a mravenčení na rukou i chodidlech.

Přijímání anorganického arzenu v nízké koncentraci v potravě či ve vzduchu po delší dobu může způsobit ztmavnutí kůže, výskyt kuřích ok a bradavic na dlaních, chodidlech a trupu. Kontakt anorganického arzenu s kůží může způsobit zarudnutí a opuchnutí.

Organické sloučeniny arzenu jsou méně jedovaté. Přesto vystavení vysokým dávkám těchto sloučenin může také způsobit podobné potíže.

Pravděpodobnost, že arzen způsobí rakovinu

Několik studií ukázalo, že přijímání anorganického arzenu v potravě může zvýšit riziko rakoviny kůže a rakoviny plic, močového měchyře, jater, ledvin a prostaty. Vdechováním anorganického arzenu se zvyšuje pravděpodobnost výskytu rakoviny plic. Ministerstvo zdravotnictví a sociálních služeb (The Department of Health and Human Services – DHHS) definuje anorganický arzen jako karcinogen. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (Agency for Research on Cancer - IARC) definuje anorganický arzen jako karcinogenní pro člověka.

Vliv arzenu na dětskou populaci

Z průzkumů vyplývá, že dlouhodobé vystavení arzenu způsobuje snížení IQ. Některé studie dále naznačují, že děti jsou méně schopné transformovat anorganický arzen na méně nebezpečnou organickou formu. Z tohoto důvodu jsou děti vystaveny většímu riziku vzniku výše uvedených komplikací než dospělá populace.

Existuje podezření, že příjímání či vdechování arzenu může vážně poškodit těhotné ženy a jejich nenarozené děti, ačkoliv studie na toto téma ještě nebyly dokončeny a tato teorie potvrzena. Studie na zvířatech však dokázaly, že vysoké dávky arzenu způsobují komplikace u březích samic, dále také nižší porodní váhu mláďat, znetvoření

plodu či dokonce jeho smrt. Je prokázáno, že arzen je schopen proniknout placentou do tkání plodu či do mateřského mléka (ATSDR - As, 2005).

6.1.7 Cín

Jak ovlivňuje cín zdraví

Kovový cín není příliš toxický vzhledem k jeho nízké gastroabsorbční schopnosti. Testy na zvířatech i na lidech prokázaly, že požití většího množství anorganických sloučenin cínu může mít za následek žaludeční potíže, anémii, jaterní a ledvinové problémy.

Vdechování, polykání či kontakt kůže s některými organickými sloučeninami cínu (např. trimethyl cínové sloučeniny) mohou mít za následek poruchy funkce mozku a nervového systému. V extrémních případech může toto mít za následek smrt.

Některé organické sloučeniny cínu (např. dibutylcínové and tributylcínové sloučeniny) mají za následek snížení imunity, toto však bylo prokázáno zatím pouze na zvířatech. Stejné směsi při testech na zvířatech měly za následek také snížení schopností reprodukčních orgánů. Tyto testy však také zatím nebyly provedeny na lidech. Anorganické i organické směsi cínu při kontaktu s kůží a očima mohou mít za následek jejich vysušení a podráždění.

Pravděpodobnost, že cín způsobí rakovinu

Doposud nebyla prokázána žádná kauzalita ve vztahu cín a rakovina. Testy na zvířatech neprokázaly jakýkoli vliv anorganických cínových směsí na vznik rakoviny. Studie provedené na krysách naznačují, že hydroxidy (triphenyltin hydroxide) může při dlouhodobém požívání zapříčinit vznik rakovinotvorného bujení.

Americké ministerstvo zdravotnictví a sociálních služeb, Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny a EPA neklasifikovyly cín v kovové formě ani jeho anorganické sloučeniny jako karcinogen. EPA také vyloučila „tributyltin oxide“ jako karcinogen pro člověka.

Vliv cínu na dětskou populaci

Studie dokazující vliv cínu a jeho sloučenin na vývoj dítěte nebyly dosud provedeny. Je však pravděpodobné, že vystavení cínu či jeho sloučeninám bude mít stejné

účinky jako u dospělé populace. Nebyly prokázány ani žádné nepříznivé vlivy na rozvoj organismu. Tento typ studií nebyl doposud u anorganických sloučenin cínu proveden ani na zvířatech. Vystavení vlivu organických sloučenin cínu u březích hlodavců mělo za následek řadů defektů u novorozených mláďat. Studie zkoumající vliv „tribultinu“ na průběh březosti a následné době kojení u krys ukázaly, že tato sloučenina má za následek předčasný vývoj sexuálních znaků u samiček. Není doposud také prokázáno, zda-li cín a jeho sloučeniny mají schopnost přecházet na novorozence skrze mateřské mléko. Naopak je prokázáno (zatím testy na zvířatech), že některé organické sloučeniny cínu mají schopnost prostoupit placentou a zasáhnout plod (ATSDR - Sn, 2005).

6.1.8 Kadmium

Jak ovlivňuje kadmium zdraví

Vdechování vysoce kontaminovaného vzduchu má za následek poškození plic a v extrémních případech může mít za následek úmrtí. Požívání vysoce kontaminovaného jídla či vody vážně poškozuje žaludek, vede ke zvracení a průjmu. Dlouhodobé vystavení nízkým dávkám kadmia ze vzduchu, vody či jídla vede k usazování kadmia v ledvinách a k jejich poškození. Dalšími následky jsou poškození plic a zvýšená lámavost kostí. Testy na zvířatech měly za následek zvýšení jejich krevního tlaku, chudokrevnost, nemoci jater a poškození mozku a nervového systému.

Tyto testy však nedokazují stejný vliv kadmia na člověka. Není prokázán žádný důsledek v souvislosti kontaktu kadmia s kůží.

Pravděpodobnost, že kadmium způsobí rakovinu

Ministerstvo zdravotnictví a sociálních služeb (DHHD) označilo kadmium a jeho sloučeniny za potencionální karcinogeny.

Vliv kadmia na dětskou populaci

Předpokládá se podobný vliv kadmia na dětskou populaci jako na dospělé (poškození ledvin, plic a zažívacího traktu). Není dosud prokázaná souvislost mezi vystavením kadmiu a defekty u narozených dětí. Kadmium volně nepřechází z těhotných žen na plod, ale určité množství může projít placentou. Další cestou přenosu z matky na dítě je mateřské mléko. Při testech na zvířatech nesla mláďata samiček v těhotenství vystavených kadmiu známky změn chování a poruchy učení. Kadmium může také ovlivnit porodní váhu mláďat a pozdější vývoj jejich kostry. Testy na zvířatech dále

prokázaly, že více kadmia je absorbováno v případě příjímání potravy chudé na železo, vápník a bílkoviny a naopak při přijímání potravy bohaté na tuky. Několik studií také ukázalo, že mláďata jsou náchylnější k absorbování kadmia (absorbují ho více) a častěji u nich dochází k lámavosti kostí než u dospělé populace (ATSDR - Cd, 2005).

6.1.9 Měď

Jak ovlivňuje měď zdraví

Jelikož je měď nepostradatelnou složkou každého živého organismu, musíme ji v malém množství přijímat denně. Přijímání vysokého množství však má negativní následky: vdechování vysokého množství mědi způsobuje vysušení sliznic. Požití většího množství mědi má za následek pocit nevolnosti, zvracení a průjem. Velmi vysoké dávky mědi mohou způsobit poškození jater a ledvin, v extrémních případech způsobují smrt.

Pravděpodobnost, že měď způsobí rakovinu

Doposud nebyl vliv mědi na vznik rakoviny prokázán. Podle organizace EPA měď není považována za karcinogen.

Vliv mědi na dětskou populaci

Vystavení vysokým dávkám mědi má za následek stejné potíže jako u dospělých. Není prokázáno, zda jsou tyto potíže větší u dětí. Testy na zvířatech naznačují, že tyto negativní následky mají dramatičtější průběh u dětí a mladistvých. Tato souvislost však dosud nebyla prokázána u člověka. Existuje jen velmi malé procento novorozenců a dětí se zvýšenou citlivostí na měď. Také problémy v těhotenství v souvislosti s výskytem mědí doposud nebyly prokázány, testy na zvířatech naznačují nižší porodní váhu (ATSDR - Cu, 2005).

6.1.10 Mangan

Jak ovlivňuje mangan zdraví

Někteří jedinci vystavení vysokým hodnotám manganu po dlouhé časové období mohou získat mentální a emoční poruchy a změny motoriky těla. Tyto kombinace symptomů má choroba nazvaná „manganismus“. Tato nemoc se nevyvine pokud působení manganu je dlouhodobé. „Manganismus“ vzniká působením většího množství manganu na část mozku kontrolující pohyby těla.

Pravděpodobnost, že mangan způsobí rakovinu

Doposud nebyl vliv manganu na vznik rakoviny prokázán. Podle organizace EPA mangan není považována za karcinogen.

Vliv manganu na dětskou populaci

Denní dávky malého množství manganu jsou potřeba pro růst a zdraví dětí. Při vývoji plodu je mangan dodáván z těla matky. Děti, právě tak jako dospělí, které ztratí schopnost odstraňovat nadměrné množství manganu z těla, mohou nastat problémy s nervovou soustavou.

Studie na zvířatech ukázaly, že vystavení vysokým hodnotám manganu může způsobit poruch plodu (ATSDR - Mn, 2005).

6.1.11 Hliník

Jak ovlivňuje hliník zdraví

Vystavení nízkým dávkám hliníku v jídle, vzduchu, vodě, nebo dotykem nepůsobí škodlivě na zdraví. Hliník, nicméně, není nezbytný prvek pro naše tělo a ve vyšší koncentraci může být škodlivý. Lidé vystavení vysokým hodnotám hliníku ve vzduchu vykazovali respirační potíže, včetně kašle a astmatu. Některé studie ukazují, že lidé mající Alzheimerovu chorobu měli v mozku vyšší obsah hliníku než je obvyklé. Nevíme však jestli hliník způsobuje tuto chorobu, nebo zda k jeho nahromadění dojde až po jejím propuknutí. Děti i dospělí kteří byli vystaveni velkým dávkám hliníku mohli získat problémy s kostmi.

Pravděpodobnost, že hliník způsobí rakovinu

Ministerstvo zdravotnictví a sociálních služeb (DHHD), Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (Agency for Research on Cancer - IARC) a EPA neklasifikovali hliník jako karcinogenní. Hliník se neukázal rakovinotvorný ani při testech na zvířatech.

Vliv hliníku na dětskou populaci

U dětí, kterým byly podány větší dávky hliníku se vyvinuly problémy s kostmi. Další zdravotní účinky na dětech nebyly studovány. Není známo zda hliník ovlivňuje děti jinak než dospělé, nebo se účinky shodují.

Velké dávky hliníku způsobily poškození nenarozených mláďat, zpoždění vývoje kostry a neurologického vývoje. Hliník působil na snížení porodní váhy zvířat (ATSDR - Al, 2005).

6.1.12 Olovo

Jak ovlivňuje olovo zdraví

Důsledky průniku olova do těla jsou stejné v případě požití i vdechnutí.

Olovo napadá v podstatě všechny orgány v těle. Hlavním cílem olova je nervová soustava, a to u dětí i dospělých. Dlouhodobé působení olova u dospělých může mít za následek snížení výkonu při testech zkoumajících nervovou soustavu. Dále může mít za následek slabost rukou, zápěstí a kotníků. Vystavení olovu způsobuje také zvýšení krevního tlaku, zejména ve středním a vyšším věku může mít za následek anémii. Vystavení vysoké koncentraci olova vážně poškozuje mozek a ledviny, v extrémních případek má za následek smrt. U těhotných žen existuje nebezpečí potratu. U mužů zase existuje nebezpečí poškození reprodukčních orgánů.

Pravděpodobnost, že olovo způsobí rakovinu

Neexistují přímé důkazy, že kontaminace olovem má přímý vliv na vznik rakoviny. Při testech na krysách a myších došlo u těchto zvířat při kontaktu s určitými sloučeninami olova k rozvoji ledvinových nádorů. Ministerstvo zdravotnictví a soc. služeb (DHHS) označila olovo a jeho sloučeniny (směsi) za potencionálně karcinogenní prvek, EPA pak olovo označila za pravděpodobný karcinogen. Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny (IARC) stanovila anorganické olovo za pravděpodobný karcinogen, zatímco u organických sloučenin olova se doposud nenašly dostačující důkazy.

Vliv olova na dětskou populaci

Dětská populace je celkově náchylnější ke kontaminaci olovem. Požití většího množství olova může způsobit chudokrevnost, vážné bolesti žaludku, svalovou slabost a také poškození mozku. Při požití malého množství olova toto nebezpečí rapidně klesá. I malé množství olova však může ovlivnit fyzický a mentální rozvoj dítěte.

Vystavení působení olova je mnohem nebezpečnější u malých dětí a plodů, které mohou být kontaminovány skrze matku, hrozí zde předčasný porod, nižší porodní váha, snížení mentálních schopností dítěte, později poruchy učení a omezený rozvoj. Riziko výskytu těchto následků zvyšuje vystavení matky či dítěte vysokým koncentracím olova. Některé následky zůstávají až do dospělosti (ATSDR - Pb, 2005).

6.2 Vzorkování rostlin

Jednou z možných variant hodnocení nebezpečnosti kontaminace těžkými kovy pro člověka je zjištění míry vstupu kontaminantů do potravního řetězce. Z analýzy primárních producentů tak získáme kvalitativní i kvantitativní představu o složkách postupujících do následujících článků potravního řetězce potravou, protože primární producenti tvoří základ potravní pyramidy.

Obsahy těžkých kovů v rostlině závisí na množství pohlcených těžkých kovů, a to vychází hlavně z jejich koncentrace v půdním roztoku, na ploše kořene a na dodatečné dávce (Wild, 1995).

Nejenom plocha kořene, ale také asociace mezi kořeny rostlin a houbami do které vstupuje většina rostlin má velký význam. Příjem těžkých kovů rostlinou je zvýšen, ale také příjem dalších prvků, které jsou prospěšné se zvýší. Tím dochází k jistému zvýšení odolnosti vůči těžkým kovům a tím jejich vyššímu obsahu v rostlině (Janoušková, 2003).

Tento příjem se však výrazně u jednotlivých druhů mění také v závislosti na koncentraci těžkých kovů v půdě. Zatímco například při koncentraci 0,01 – 0,1 mg/kg Cd měla největší obsahy z testovaných plodin kukuřice, při koncentraci 1,0 – 3,0 mg/kg Cd byl největší obsah zaznamenán u ředkvičky. Kukuřice se při této koncentraci v koncentraci Cd neumístila ani v první trojici. Stejný trend byl zaznamenán i u dalších prvků (Diez, 1995). Na základě těchto poznatků, je hledána možnost dekontaminace ploch se zvýšeným obsahem těžkých kovů pomocí pěstování rostlin (Váňa, 1995).

Rostlina je do značné míry závislá na stanovištních podmínkách, a do jejího těla se nedostávají pouze prvky potřebné k jejímu růstu.

Chemické prvky v rostlinách můžeme rozlišit podle různých kritérií.

Prvky důležité pro růst:

- Makroelementy – H, O, N, P, S, Cl, C, K, Ca, Mg.
- Mikroelementy – Fe, Cu, Mn, Zn, Mo aj.

Prvky, které mohou za určitých podmínek omezit až zastavit růst:

- Velmi toxické – Ag, Be, Cu, Hg, Sn, Co, Ni, Pb aj.
- Středně toxické – F, S, As, B, Br, Cl, Mn, Mo, Sb, Se, Te, W, V aj.

- Ojediněle působící toxicky – I, Ge, Ti, La, Ce, Li, Rb, Sr.

I toto členění je do jisté míry relativní – zvláště u stopových prvků. Jak ukazuje obrázek č. 20 (viz. kapitola 6.1.2), mohou i prvky pro rostlinu potřebné začít při vyšších koncentracích škodit.

Z pohledu srovnání množství prvků v půdě a rostlině lze prvky obecně rozdělit na ty, co rostlina více či méně akumuluje, na prvky, kterým brání ve vstupu do těla, a na ty, které nejsou ovlivněny a jejich množství se odvíjí od obsahu v půdě. Při tomto srovnání velmi záleží, o který prvek se jedná ve vztahu k životním potřebám rostliny.

V procesu příjmu látek rostlinou se projevuje velmi výrazně o jaký druh rostliny se jedná. Toto nejlépe demonstruje následující tabulka č. 6 (Raclavský, 2001).

Tab. 6: Vliv druhů rostlin na rozdílnost příjmu prvků (Raclavský, 2001)

Rostlinný typ	**Ni (mg/kg)**	**Zn (mg/kg)**	**Mo (mg/kg)**
trávy	54	850	34
ostatní byliny	33	666	19
listy keřů	91	1585	15
listy stromů	87	2303	7
jehlice konifer	57	1127	5

Pozn.: Obsahy Ni, Zn a Mo v různých typech rostlin(totožné obsahy v substrátu)

Při vzorkování v lokalitě Ak-Tjuz bylo nutné vycházet z místních podmínek, kdy vzorkování keřů a stromů nebylo žádoucí vzhledem k jejich nedostatečnému výskytu a rozmístění ve zkoumaném území. Dalším faktorem hovořícím ve prospěch travin bylo samotné zaměření výzkumu. Traviny totiž tvoří významný podíl potravy býložravců.

Vzhledem k tomu, že výzkum byl zaměřen na zdraví obyvatel, byly zvoleny 2 kategorie vzorků:

zemědělské produkty – přímá návaznost na člověka

traviny – vhodné plošné rozmístění, nepřímé ovlivnění člověka – vstup do sekundárních producentů

6.3 Odběry vzorků rostlin v terénu

V rámci přípravné fáze v České republice byla na základě geochemických map a z dat kontaminace půd z předchozích etap výzkumu určena místa pro odběr rostlinných vzorků. Tyto body odběru byly dále upřesněny přímo v terénu. Vzorkování proběhlo ve dnech 18. – 19. 7. 2006. Dne 18. 7. 2006 byly odebrány vzorky v okolí obce Ak-Tjuz, na odkalištích č. 1, č. 2, č. 3 a v horní části údolí (nad odkalištěm č. 4). Dne 19. 7. 2006 vzorkovací práce pokračovaly na odkališti č. 4 a dále ve spodní části údolí až po hranici s Kazachstánem. Za tyto 2 dny bylo odebráno celkem 54 vzorků, z toho 28 vzorků travin a 26 vzorků hospodářských plodin. Lokalizace vzorků viz. příloha č. 4.

Vzorkované rostliny	počet
- zemědělské rostliny	celkem 26
- *Daucus carota* (Mrkev obecná)	6
- *Phaseolus vulgaris* (Fazol obecný)	5
- *Allium sativum* (Česnek setý)	6
- *Armoracia rusticana* (Křen selský)	1
- *Allium cepa* (Cibule obecná)	2
- *Raphanus sativus* (Ředkev setá)	1
- *Brassica napus* odrůda *chinensis* (Pekingské zelí)	1
- *Hordeum vulgare* (Ječmen obecný)	2
- *Triticum aestivum* (Pšenice obecná)	2
- traviny	celkem 28
- *Phalaris paradoxa* (Chrastice podivná)	
- *Phalarix Arundinacea* (Chrastice rákosovitá)	
- *Agrostis tenuis* (Psineček tenký)	
- *Trifolium pratense* (Jetel luční)	

U travin byla vzorkována nadzemní část rostliny, která byla oddělena těsně nad zemí. Tato část rostliny přechází přes býložravce dále do potravního řetězce. V jednom případě byly rostliny odebrány včetně kořenového systému. Cílem bylo analyzovat odděleně nadzemní a podzemní části a získat tak představu o redistribuci škodlivin v rámci rostliny. Při odběru travin byl zároveň vytvořen herbář jednotlivých odebíraných druhů za účelem jejich dalšího určování. Určení druhu proběhlo v terénu jen orientačně, protože bylo vzhledem k extrémnosti stanoviště velmi problematické (přesné určení a zařazení travin do systému je složité, zvláště pak pokud nejsou zcela zřetelné identifikační znaky jednotlivých druhů). Přesné určení provedla na základě herbářových položek Doc. Ing. Barbara Stalmachová, CSc. (VŠB – TU Ostrava).

U vzorků hospodářských plodin byly odebírány části rostlin, které dále přechází do potravního řetězce člověka.

Obr. 21: Vzorkování rostlin v lokalitě „Iličevo střed“

Bylo odebíráno takové množství vzorku (v závislosti na druhu vzorkované rostliny), aby po vysušení byla celková váha jednoho vzorku minimálně 15 g.

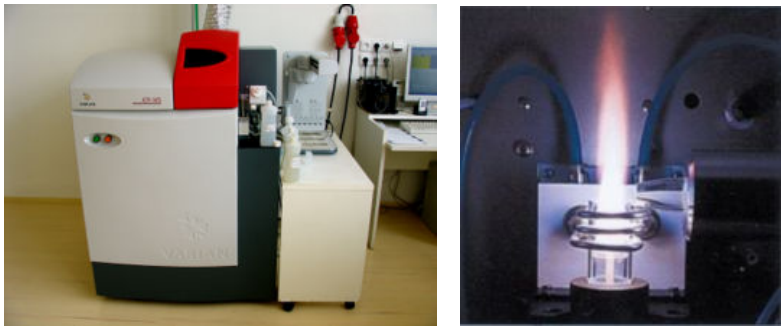
Odebrané vzorky byly v terénu uloženy do papírových sáčků, které byly označeny příslušným kódem. Po návratu z terénu byly vzorky umyty od půdních a prachových částic. Sušení probíhalo v dobře větrané místnosti bez přímého slunce a možnosti sekundárního kontaminování. Po usušení byly vzorky zabaleny do papírových sáčků a označeny. Dále byly po 15 kusech zabaleny do mikrotenových sáčků, ve kterých byly transportovány do laboratoře k analýzám.

Obr. 22: Vzorky připravené k přepravě

Odebrané rostlinné vzorky byly analyzovány kanadskou laboratoří ACME. Všechny vzorky byly po mineralizaci podrobeny analýze.

6.4 Metoda analýzy vzorků rostlin

Vzorky byly analyzovány v laboratoři ACME metodou ICP-MS. ICP-MS neboli hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem je ultrastopová analytická metoda sloužící ke stanovení obsahu stopových množství jednotlivých prvků v analyzovaném vzorku. Tato technika umožňuje analyzovat téměř všechny prvky od lithia po uran s citlivostí až jednotek ng/kg po stovky mg/kg (Date, 1989), (Jarvis, 1992).



Obr. 23: Ilustrační obrázek

6.4.1 Využití ICP-MS

Technika ICP-MS je prakticky využívána všude tam, kde je požadována velmi vysoká citlivost analýz a současně přináší praktické výhody v možnosti velmi rychle a relativně přesně analyzovat velké množství prvků v jednom vzorku (Jarvis, 1992).

6.4.2 Životní prostředí

Obsah toxických kovů jako olovo, kadmium, arzen nebo rtuť v okolním prostředí je velmi důležitým parametrem pro posouzení jeho kvality, popřípadě vlivu lidské činnosti na tento stav.

Analyzovaným materiálem jsou zde obvykle rostliny, houby, mechy nebo lišejníky, o jejichž schopnosti absorbovat těžké kovy z okolního prostředí je známo velmi mnoho. Díky vysoké citlivosti techniky ICP-MS lze analyzovat i velmi malé vzorky, a je proto možné sledovat postupné změny obsahu prvků v tkáni jednoho jedince v různých obdobích života (Date, 1989), (Jarvis, 1992).

6.5 Získaná data

Byly určeny hodnoty 53 prvků (viz tabulka č. 7).

Při analýze v laboratořích ACME byly do tohoto souboru vzorků začleněny dva vzorky standardů pro kontrolu analytických prací. Jako další možnost kontroly proběhlo reanalyzování dvou vzorků (byly to vzorky č. 17 a č. 37). Případné rozdíly mezi jednotlivými analýzami byly minimální a spadaly do kategorie analytických chyb. Celkově bylo provedeno 58 analýz i s kontrolními analýzami.

Z počtu 53 analyzovaných prvků mělo hodnoty pod mezí detekce 8 prvků, a proto s nimi v následujícím vyhodnocování nebylo pracováno. Meze detekce jsou uvedeny v tabulce č. 7.

Tab. 7: Přehled analyzovaných prvků a jejich detekční limity (Acmelab, 2007)

	Dolní mez detekce		Horní mez detekce			Dolní mez detekce		Horní mez detekce	
Ag	2	µg/kg	100	mg/kg	**Mo**	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg
Al	0,01	%	10	%	**Na**	0,001	%	10	%
As	0,1	mg/kg	10 000	mg/kg	**Nb**	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg
Au	0,2	µg/kg	100	mg/kg	**Ni**	0,1	mg/kg	10 000	mg/kg
B	1	mg/kg	2 000	mg/kg	**P**	0,001	%	5	%
Ba	0,1	mg/kg	10 000	mg/kg	**Pb**	0,01	mg/kg	10 000	mg/kg
Be	0,1	mg/kg	1 000	mg/kg	**Pd**	2	µg/kg	100	mg/kg
Bl	0,02	mg/kg	2000	mg/kg	**Pt**	1	µg/kg	100	mg/kg
Ca	0,01	%	40	%	**Rb**	0,1	mg/kg	2 000	mg/kg
Cd	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg	**Re**	1	µg/kg	1 000	µg/kg
Ce	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg	**S**	0,01	%	10	%
Co	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg	**Sb**	0,02	mg/kg	2 000	mg/kg
Cr	0,1	mg/kg	10 000	mg/kg	**Sc**	0,1	mg/kg	100	mg/kg
Cs	0,005	mg/kg	2 000	mg/kg	**Se**	0,1	mg/kg	100	mg/kg
Cu	0,01	mg/kg	10 000	mg/kg	**Sn**	0,02	mg/kg	100	mg/kg
Fe	0,001	%	40	%	**Sr**	0,5	µg/kg	10 000	mg/kg
Ga	0,1	mg/kg	1 000	mg/kg	**Ta**	0,001	mg/kg	2 000	mg/kg
Ge	0,01	mg/kg	100	mg/kg	**Te**	0,02	mg/kg	1 000	mg/kg
Hf	0,001	mg/kg	1 000	mg/kg	**Th**	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg

Hg	1	µg/kg	100	mg/kg	**Tl**	1	mg/kg	10	%
In	0,02	mg/kg	1 000	mg/kg		0,02	mg/kg	1 000	mg/kg
K	0,01	%	10	%	**U**	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg
La	0,01	mg/kg	10 000	mg/kg	**V**	2	mg/kg	10 000	mg/kg
Li	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg	**W**	0,1	mg/kg	100	mg/kg
Mg	0,001	%	30	%	**Y**	0,001	mg/kg	2 000	mg/kg
Mn	1	mg/kg	10 000	mg/kg	**Zn**	0,1	mg/kg	10 000	mg/kg
					Zr	0,01	mg/kg	2 000	mg/kg

Některé z analyzovaných prvků jsou biogenní či esenciální, a dále se vyznačují netoxickým nebo z toxikologického hlediska jen málo významným působením. Další skupinou jsou prvky, které sice nejsou biogenní či esenciální, ale splňují druhou podmínku, a to svoji netoxičnost. Některé z vyjmenovaných prvků se vyznačují sice malou nebo zanedbatelnou toxicitou, ale jejich nebezpečí spočívá v karcinogenitě. Re, Ge spadají do kategorie toxikologicky málo prozkoumaných prvků. Při zpracovávání dat byla hlavní pozornost věnována 17-ti nejvíce nebezpečným prvkům (viz. tabulka č. 8).

Tab. 8: Přehled kategorií prvků

Veškeré analyzované prvky	Mo	Cu	Pb	Zn	Ni	Co	Mn	As	U	Th
	Sr	Cd	Sb	Bi	V	La	Cr	Ba	Ti	B
	W	Sc	Tl	Se	Te	Ga	Cs	Ge	Hf	Nb
	Rb	Sn	Ta	Zr	Y	Ce	In	Be	Li	Pd
	Pt	Re	Hg	Ag	Fe	Ca	P	Mg	Al	Na
	K	S	Au							
									celkem	53
Pod mezí detekce	V	Tl	Te	In	Re	Be	Pd	Pt		
									celkem	8
Netoxické nebo jen nevýznamně toxické	Mo	Au	Pd*	V*	Ca	P	La	Mg	Na	K
	W	Sc	S	Hf	Te*	Ga	Cs	Rb	Sn	Ta
	Zr	Y	Pt*	Ti	Fe					
									celkem	25
					* - pod mezí detekce (4)					
Málo prozkoumané prvky	Re*	Ge							celkem	2

	* - pod mezí detekce (1)									
Toxické a potenciálně toxické	Cu	Pb	Zn	Ag	Ni	Co	Mn	As	U	Th
	Cd	Sb	Bi	Cr	Ba	Sr	B	Al	Hg	Se
	Nb	Li	Be*	Tl*	In*	Ce				
	celkem									26
	* - pod mezí detekce (3)									
Hlavní důraz kladen na tyto prvky	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As	Sr	Cd	Sb	Cr
	Ba	Al	B	Se	Nb	Be*	Ag			
	celkem									17
	* - pod mezí detekce (1)									

6.6 Analýza hodnot

Získaný soubor hodnot byl statisticky zpracován a rozdělen podle druhu vzorku a jejich lokalizace.

Výsledky rozborů hospodářských plodin byly porovnávány s hodnotami limitů pro potraviny – vyhláška č. 305/2004 Sb. – příloha oddíl A, dalším zdrojem srovnávacích hodnot byl výnos Slovenské republiky, Ministerstva zemědělství 414/2003 – 100 (Potravinový kodex Slovenské republiky upravující cizorodé látky v potravinách).

Vzhledem k tomu, že skladba stravy ve zkoumané oblasti se částečně liší od tuzemských stravovacích návyků, bylo přistoupeno k další studii. Ta zkoumá celkový vnos škodlivých látek do organismu na kilogram váhy obyvatele – mg/kg-day (resp. mg/kg-year). Tyto hodnoty byly posuzovány na základě poznatků z databáze TOXNET, kterou spravuje United States National Library of Medicine. Tato databáze sdružuje toxikologická data a studie z celého světa. Její kvalita je garantována provozující organizací.

K využití zdrojů z internetové sítě bylo přistoupeno vzhledem k tomu, že je zde nejrozsáhlejší a ucelená databáze nejaktuálnějších poznatků v této oblasti. Právě ucelenost, aktuálnost a problematické získávání publikací byly hlavní důvody k tomuto postupu. Zároveň tyto toxikologické databáze garantují kvalitu publikovaných studií, které provádí renomované organizace z celého světa.

Nejpodstatnější část srovnávacích dat byla získána z těchto zdrojů:

ATSDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry

IARC – Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans

TERA – Toxikology Excellence for Risk Assessment

NSF – The Public Health and Safety Company

National Institute for Public Health and the Environment

U.S. EPA – U.S. Environmental Protection Agency (Integrated Risk Information System)

(viz. kap. 9. Literatura)

Pro tuto studii bylo významné použití i dalších hodnot, nejen zveřejněných limitů, které jsou často posunuty na nižší hodnotu, aby byla jistota nevzniknutí negativního vlivu. Kromě těchto limitů bylo pracováno s hodnotami NOAEL a LOAEL. NOAEL (No Observable Advarse Effect Level) – nejvyšší dávka při níž není pozorován žádný nežádoucí, nepříznivý účinek. Tato hodnota je velmi blízká hodnotě LOAEL, která představuje nejnižší dávku, u které již byl sledován negativní účinek dané látky. Právě z těchto hodnot vzniklých na základě toxikologických studií se stanovují jednotlivé limity vydělením různým faktorem nejistoty. Tento faktor může být v některých případech, velmi vysoký (např. 1 000 u Nb, kdy limit je 0,000 4 mg/kg-den a hodnota LOAEL 0,35 mg/kg-den). Na základě hodnot NOAEL a LOAEL lze získat přesnější představu, kdy prvek začíná negativně působit na lidské zdraví. Bohužel však nelze zcela jasně podchytit synergistický a antagonistický efekt fungující mezi jednotlivými prvky. Tím se hodnoty LOAEL a NOAEL mohou posunout níže či výše. Lze však přistoupit k určité korelaci faktorem nejistoty. Další nevýhodou je, že u některých prvků jsou tyto data nedostupná. To je způsobeno buď nedostatkem studií nebo nestanovitelným prahem působení – v našem případě se jedná hlavně o prvky Pb a Cu. Zvláště u Pb je to závažné vzhledem k jeho častému překračování limitů a vysokým koncentracím.

Na základě těchto podkladů byla vytvořena prognóza míry vstupu prvků do organismu. Denní přísun byl modelován pro dané vzorky zeleniny a obilné výrobky z místních obilnin.

Vliv a míra vnosu kontaminantů přes hospodářský dobytek nelze zcela jednoznačně kvantifikovat, a proto do této studie není zařazen.

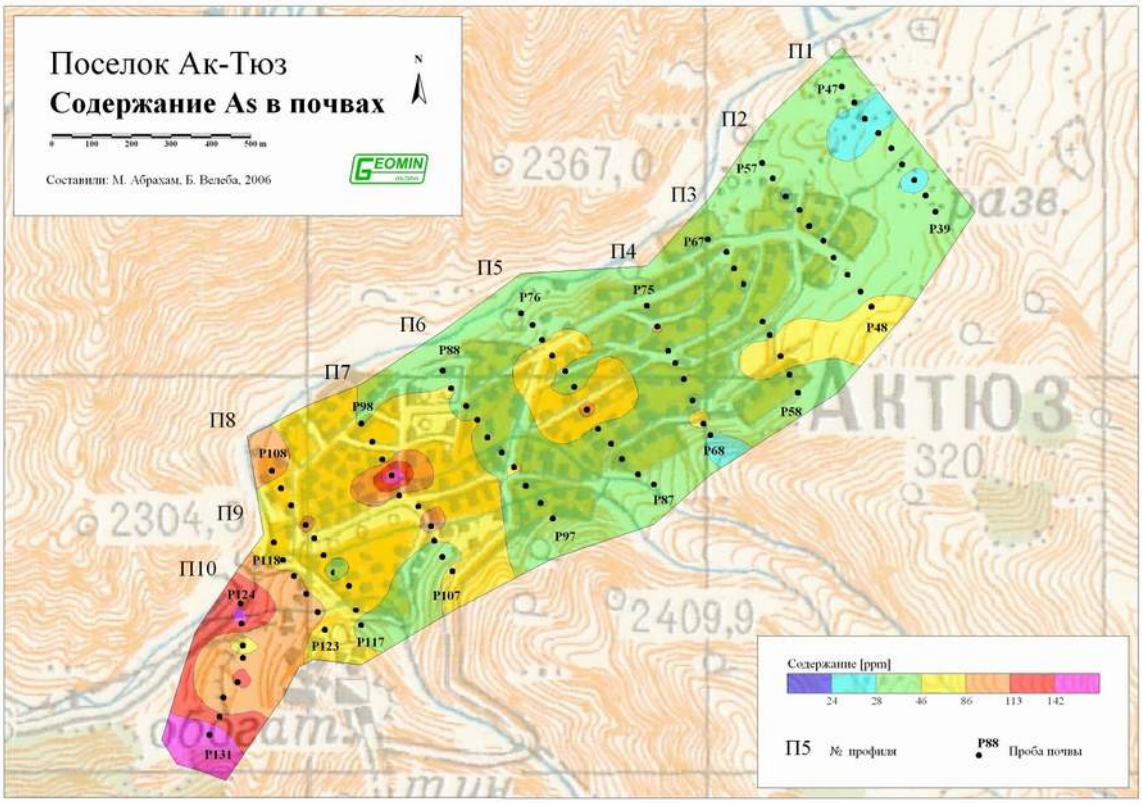
V této části projektu bylo zkoumané území rozděleno do několika dílčích celků.

Dílčí celky:

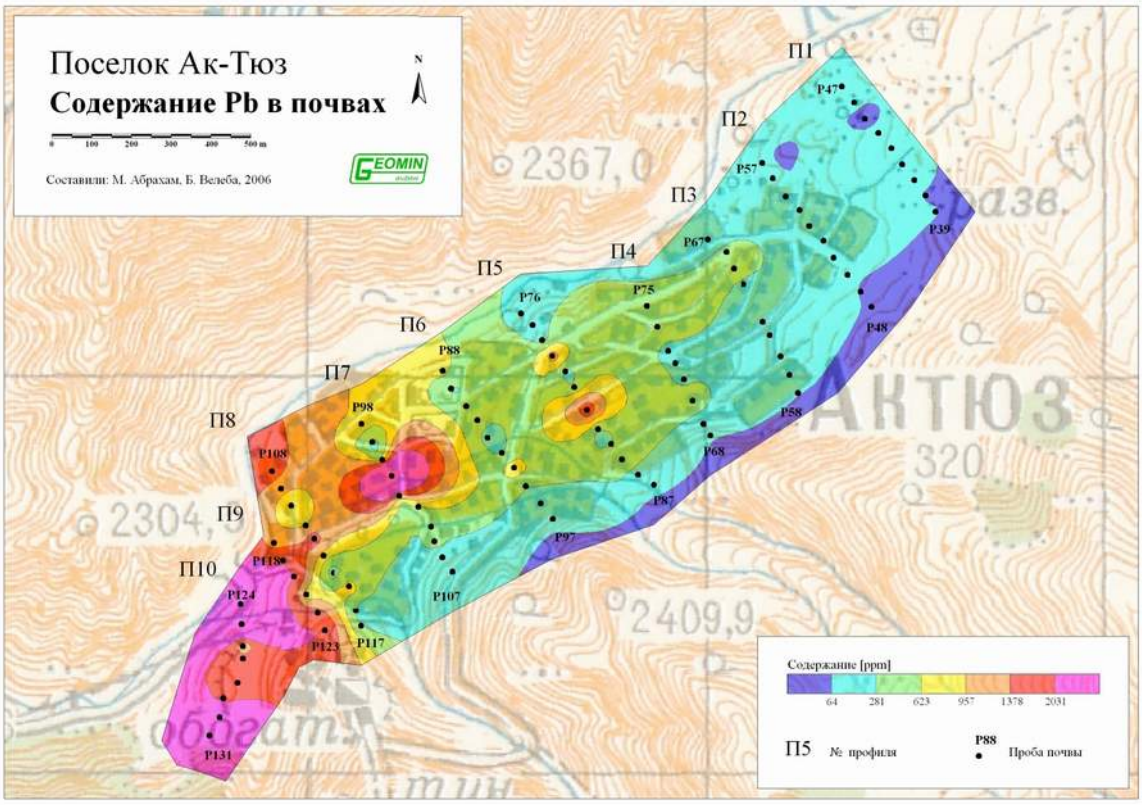
- **obec Ak-Tjuz**
- **odkaliště**
- **údolí**
- **hospodářská oblast**

6.7 Aerickomechanická depozice v obci Ak-Tjuz

Na výsledcích z předchozích etap projektu bylo patrné z rozborů půd znečištění aerickomechanickým přenosem kontaminantů od úpravny těženého materiálu a odkaliště č. 1 do obce Ak-Tjuz. Jiný zdroj kontaminace kromě aerické cesty nelze předpokládat, protože obec je výše v údolí než odkaliště č. 2 které se protrhlo. Tato kontaminace se se vzdáleností od zdroje snižovala (také nejspíše v závislosti na unášecích schopnostech vzdušného proudění) viz. obrázek č. 23 a 24. Na základě těchto map bylo rozhodnuto ovzorkovat různé části Ak-Tjuzu a oblasti nad touto obcí (až po nezasaženou oblast).



Obr. 23: Mapy distribuce arzenu (Abraham, 2004)



Obr. 24: Mapy distribuce olova (Abraham, 2004)

Celkový počet vzorků v této oblasti byl 11. První vzorek byl odebrán nad Ak-Tjuz, kde se již podle map vytvořených na základě předchozího mapování neprojevoval vliv prašného spadu. Na tomto místě za hodnoty získaných dat odpovídalo podloží a následně půdy vytvořené na tomto podloží. Data z této plochy lze považovat za hodnoty přirozeného pozadí. Další vzorky byly odebrány v horní třetině, prostřední třetině a dolní třetině aglomerace. Z celkového počtu 11 vzorků byly 4 věnovány zemědělským produktům. Odběrová plocha se nacházela ve spodní třetině obce – vzorkované plodiny byly: mrkev, křen, česnek, cibule.

Současně s odběrem vzorků proběhlo měření celkového dávkového příkonu a γ-spektrometrie. Na těchto měřeních byl patrný nárůst hodnot směrem k úpravně, a to na téměř dvojnásobek, kromě hodnot z nejnižší třetiny, které jsou mírně nižší.

U Pb se hodnoty obsahů v rostlinách shodovaly s vývojem trendem celkového dávkového příkonu a γ-spektrometrie. Hodnoty se také zvýšily téměř na dvojnásobek a kopírovaly i mírný pokles hodnot na odběrovém stanovišti v dolní části Ak-Tjuzu. U Cd tento trend tak jednoznačný není. Při porovnání hodnot s daty z odkališť je zde přestup kontaminantu nižší (přibližně 3 krát), což koresponduje s nižší mírou zatížení půdy kontaminací.

Při vzorkování hospodářských plodin bylo zjištěno, že půdy do zahrad místní obyvatelé částečně dováželi při jejich zakládání z jiných oblastí. Díky tomu jsou půdy méně zatížené aerickou depozicí těžkých kovů a vlivy ze vstupu z podloží se také zmírňují. Rozdíly vznikají vzhledem k různému stáří jednotlivých obdělávaných ploch a v závislosti na způsobu jejich vzniku.

Na tomto základě lze za nejzávažnější riziko považovat pastvu hospodářských zvířat na kontaminovaných plochách. I toto riziko je však mírnější než v nižších částech údolí a rozhodně výrazně nižší než na odkalištích.

6.7.1 Rostlinné produkty

Plodiny odebrané v této oblasti byly:

- *Daucus carota* (Mrkev obecná) 1
- *Allium sativum* (Česnek setý) 1
- *Armoracia rusticana* (Křen selský) 1

- *Allium cepa* (Cibule obecná) 1

Při prostém porovnání získaných hodnot s limity pro potraviny (zeleninu) je patrné výrazné překročení limitu pro olovo, viz. tabulka č. 9. Dalším prvkem, který překročil limit u všech druhů plodin byl hliník, viz. tabulka č. 10. U kadmia byly hodnoty překročeny ve třech případech, pouze hodnota u česneku byla pod limitem, viz. tabulka č. 11. U arzenu byly hodnoty podlimitní, pouze u vzorku cibule byla hodnota shodná s limitem. U mědi byla hodnota limitu nepatrně překročena, u křenu o 0,18 mg/kg (limit 10 mg/kg). Ostatní srovnávací prvky nevykazovaly nadlimitní hodnoty (Ni, Sn, Hg, Cr).

Tab. 9: Porovnání hodnot limitu a Pb

produkt		Mrkev	křen	česnek	Cibule
Pb (mg/kg)		1,79	2,11	2,29	7,77
limit 0,1 mg/kg	násobek překročení	17,9 x	21,1 x	22,9 x	77,7 x

Tab. 10: Porovnání hodnot limitu a Al

produkt		Mrkev	křen	česnek	Cibule
Al (mg/kg)		100	200	200	600
limit 100 mg/kg	násobek překročení	-	2 x	2 x	6 x

Tab. 11: Porovnání hodnot limitu a Cd

produkt		Mrkev	křen	česnek	Cibule
Cd (mg/kg)		0,11	0,39	0,03	0,1
limit 0,05 mg/kg	násobek překročení	2,2 x	7,8 x	-	2 x

Při posuzování těchto hodnot z hlediska denního příjmu byl stanoven celkový objem konzumované zeleniny na průměrně 30% denního příjmu potravin a z toho vzorkované plodiny tvoří cca 40%. Na základě těchto dat se ukázala nadlimitní širší škála

prvků, viz. tabulka č. 12., ale přímý vliv ohraničený hodnotou LOAEL vykazují pouze mangan a kadmium. Vzhledem v míře překroční limitu u olova je předpoklad, že i tento prvek bude mít pozorovatelný negativní účinek. Nelze to však porovnat s hodnotou LOAEL, protože tato hodnota není stanovena.

Tab. 12: Denní příjem těžkých kovů

Ak-Tjuz						
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,167	0,0838	0,696	0,0058	0,624	0,0054
denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01
prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	1,2288	0,0038	0,0014	0,048	0,8316	0,546
denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,642	0,0054	0,0013	0,0002	6,6	
denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Nutno vzít do úvahy, že limity byly překročeny již při zhodnocení části stravy (12% denního příjmu). Je sice předpoklad, že další komponenty stravy nebudou vykazovat zvýšené nadlimitní hodnoty, ale i podlimitní hodnoty se budou podílet na navyšování denního příjmu jednotlivých kontaminantů. Tím se škála prvků překračující hodnotu LOAEL může ještě dále rozšířit. O působení jednotlivých prvků na zdraví bude pojednáno v kapitole č. 7 („Vliv vybraných prvků na zdraví“).

Dále je nutné zdůraznit, že tato studie nebude platit pro všechny zemědělské plochy v obci Ak-Tjuz. Jak již bylo zmíněno výše, kontaminace se se zvyšující se vzdáleností od úpravny snižuje, a proto je předpoklad i nižšího vlivu na půdy a následně na zemědělské produkty.

Obr. 24: Odběrová plocha rostlinných produktů v Ak-Tjuz

6.7.2 Vliv zprostředkovaný pasoucími se zvířaty

Přesný vliv přes hospodářská zvířata nelze stanovit, protože není znám počet zvířat pasoucích se na této ploše a hmotnostní množství příjmu kontaminovaných travin. Také pastva střídavě v různých částech působí při vyhodnocování potíže, protože se koncentrace prvků se vzdáleností mění. Z těchto důvodů nelze ani stanovit přesný vliv na člověka jako příjemce produktů. Pro přesnější stanovení by musela proběhnout mnohem podrobnější a dlouhodobější zjišťovací část terénních prací, což bylo mimo rozsah tohoto projektu.

Pro názornost je připojena tabulka s obsahem prvků ve vzorku travin a limity pro jednotlivé produkty plynoucí z produkce hospodářských zvířat. Je nutné si uvědomit,

že ne veškeré množství prvků z rostlin zůstává v organismu, část množství je vyloučena a pouze zbylá část je redistribuována v těle. Zde se mohou hromadit v některých centrech (např. játra a ledviny), ale to do značné míry závisí na jednotlivých prvcích (na jejich vlastnostech a dávce) a na příjemci. I přes tyto nejistoty a neznámé však můžeme minimálně olovo a hliník označit za velmi rizikové vzhledem k jejich velmi vysoké koncentraci v rostlinách v této oblasti.

Tab. 13: Limity pro produkty hospodářských zvířat

prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
průměrný obsah v rostlině mg/kg	11,38	3,20	0,73	0,33	0,06	2,08	0,013	225
maximum mg/kg	14,21	4,04	0,90	0,40	0,07	2,50	0,015	400
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Při konzumaci produktů přechází jednotlivé kontaminanty do těl obyvatel, a tím navyšují denní příjem rizikových látek. O tomto bylo již pojednáno v předchozí kapitole.

Obr. 25: Příklad vzorkované ploch u Ak-Tjuz

6.7.3 Zhodnocení dat z oblasti Ak-Tjuz

Hospodářské plodiny pěstované ve spodní části sídla Ak-Tjuz vykazují rizikový charakter. Záleží na původu zeminy zahrad a na době jejich vzniku. Čím déle zde tyto zahrady existovaly, tím déle na ně působil negativní vliv a jsou více kontaminovány. K tomuto negativnímu vlivu je třeba přičíst i přestup kontaminantů do těl hospodářských zvířat. Bylo by třeba zjistit, zda se na kontaminované ploše pase stejný dobytek, a tím je vliv soustředěn na menší procento obyvatel (ale o to intenzivněji), nebo se zde pase více kusů hospodářských zvířat a vnos je hodnotově menší, ale zasahuje větší množství obyvatel.

Pro nápravu by bylo zapotřebí stanovit míru kontaminace jednotlivých zahrad a vyměnit zeminu, či alespoň její část, a tím „naředit negativní vliv“. Vzhledem k životní úrovni obyvatel není předpoklad, že by se na zemědělských plochách zvyšovala kontaminace těžkých kovů vlivem průmyslových hnojiv (nejsou zde aplikována). Dále by bylo účelné nevyužívat minimálně spodní část aglomerace pastevně. Bylo by vhodnější pást hospodářská zvířata na plochách nad Ak-Tjuz, která nejsou zatížena kontaminací.

Pro přesnější stanovení vlivu na zdraví obyvatel by bylo nejvhodnější provést medicínskou studii.

6.8 Vliv odkališť

Na lokalitě se nacházejí celkem 4 odkaliště. Jejich poloha je v různé vzdálenosti od úpravny nerostných surovin. Jejich vzdálenost se zvyšuje se stoupajícím číslem jejich označení. Odkaliště č. 1 se nachází v bezprostřední blízkosti úpravny, kdežto odkaliště č. 4 je od úpravny vzdáleno cca 8 km. Jednotlivá odkaliště se dále liší svojí velikostí a kubaturou odpadu v nich uložených (viz. kapitola č. 3.2.1. „Popis odkališť). Svojí povahou představují zdroj kontaminantu.

Každé z odkališť má vlastní charakteristickou schopnost při ovlivňování okolního prostředí. Přímý vliv na člověka mají v hlavní míře přes potravní řetězec, do kterého se mohou dostat kontaminanty zde uložené. Hlavní cesta je přes hospodářská zvířata. Tato cesta je dána velmi vysokými hodnotami obsahů těžkých kovů v úpravárenském odpadu. Tento odpad není překryt nekontaminovanou vrstvou a přímo v něm rostou traviny, které slouží jako potrava domácím zvířatům. Vzhledem k vysokým obsahům těžkých kovů v odpadu byl předpoklad vysokých obsahů těchto látek i v rostlinách.

Celkově na ploše odkališť a přilehlých plochách bylo odebráno 12 vzorků travin. Z tohoto množství bylo odebráno 6 vzorků v oblasti odkaliště č. 4, 4 vzorky na lokalitě odkaliště č. 3, 1 vzorek na odkališti č. 2 a 1 vzorek pod odkalištěm č. 1. Počet vzorků se řídil lokalitou a účelem vzorkování.

6.8.1 Odkaliště č.1.

Nachází se v bezprostřední blízkosti úpravny. Jeho plocha je částečně překryta, došlo k vytvoření travního porostu a částečně i keřového patra. Odkaliště však negativně

působí uvolňováním materiálu skrz čelní hráz. Tento materiál má další možný vliv na šíření kontaminace aerickou cestou do aglomerace Ak-Tjuz.

Pro vzorek odebraný u tohoto odkaliště je typické, že hodnoty u mnoha prvků představují maximum mezi hodnotami jednotlivých odkališť. Z 25 toxických prvků představuje maximum v 11 případech (Hg, Al, Sn, Ti, Ba, Cr, Sb, Sr, Co, Zn, Cu). Toto je nejspíše způsobeno rozdílným procesem úpravy. V počáteční fázi těžby v této oblasti byla totiž jiná žádoucí složka těžby než v následných etapách.

Pozitivní je, že kontaminovaná plocha není oproti ostatním odkalištím tak rozsáhlá. Bohužel však i tato plocha je navštěvována hospodářskými zvířaty a je intenzivně vypásána.

Přesný vliv na hospodářská zvířata však opět nelze stanovit, protože není znám počet zvířat pasoucích se na této ploše a velikost příjmu kontaminovaných travin. Proto nelze ani stanovit přesný vliv na člověka jako příjemce produktů. Pro názornost je připojena tabulka s obsahem prvků ve vzorku a limity pro jednotlivé produkty z hospodářských zvířat. Tak jako u zvířat pasoucích se v Ak-Tjuz i tady platí, že ne veškeré množství prvků zůstává v organismu. I přes tyto nejistoty a neznámé však můžeme minimálně olovo označit za velmi rizikové vzhledem k jeho velmi vysoké koncentraci v rostlinách v této oblasti.

Tab. 14: Limity pro produkty hospodářských. zvířat

Prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
obsah v rostlině mg/kg	11,62	13,48	0,7	0,5	0,15	2,5	0,007	400
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Pro názornost při konzumaci 0,5 kg suché trávy z této oblasti se do těla dostane 6,74 mg olova, při teoretickém přestupu 10% olova do mléka je to 0,674 mg olova v mléce. Tuto hodnotu je dále třeba vydělit množstvím mléka – např. 15 l. Tím získáme hodnotu 0,045 mg/kg olova v mléce – limit je 0,02 mg/kg. Také toto je možnost jak nahlížet na získaná data.

Z tabulky je patrná shoda, rozdíl je jen u hodnot Hg, s daty z Ak-Tjuz. To je pochopitelné vzhledem k vzájemné poloze a původu kontaminace.

Dalším vlivem je případná bioakumulace prvků v těle. Tím se hodnota daného kontaminantu v organismu postupně navyšuje a člověk jako příjemce je zasažen mnohem větší dávkou než jsou jednotlivé dílčí příjmy hospodářského zvířete. Toto se však děje jednorázově – při konzumaci masa a orgánů zvířat.

Obr. 26: Čelo odkaliště č. 1

Shrnutí

Vzhledem k tomu, že obsahy škodlivých prvků v rostlinách jsou poměrně vysoké, bylo by opět vhodné nevyužívat tento prostor pro pastvu hospodářských zvířat.

6.8.2 Odkaliště č.2.

Toto odkaliště se nachází na pravé straně údolí cca 1,3 km pod Ak-Tjuz.

Na tomto odkališti bylo již při terénních pracích na první pohled patrné, že materiál zde uložený se neshoduje s materiálem na ostatních odkalištích. Odpad zde měl například odlišnou barvu atd. Nejnebezpečnější prvky patřící mezi těžké kovy zde mají nižší koncentraci než na ostatních odkalištích což je dáno uložením odlišného materiálu. To se také projevilo na koncentraci jednotlivých prvků ve vzorcích rostlin v porovnání s vegetací na ostatních odkalištích. Například je to velmi patrné na obsahu Au, které se zde v rostlinách vyskytovalo asi v trojnásobném obsahu oproti ostatním odkalištím. Obsahy Mn a Sr jsou například téměř totožné. Největší rozdíl je však

v obsazích Th, které je zde v mnohonásobně nižší koncentraci – na ostatních odkalištích obsahovaly rostliny 113krát vyšší koncentraci, dále například obsahy La měly na ostatních odkalištích 26krát vyšší hodnoty.

Množství vegetace zde bylo menší, travní porost byl řidší. Dále zde nebyly patrné stopy hospodářských zvířat a ani další jejich projevy přítomnosti. Proto lze usuzovat, že nedochází k zapojení kontaminantů z této lokality do potravního řetězce.

Obr.27: Odkaliště číslo 2

Obr.28: Rostlinný pokryv na materiál na odkališti číslo 2

Shrnutí

Nelze říci, že tato lokalita je „nezávadná“, ale rozhodně má daleko nižší negativní vliv na okolí než ostatní odkaliště. Nebezpečnou by se stala v případě uvolnění uloženého překrytého materiálu do prostředí.

6.8.3 Odkaliště č.3.

Nachází se na pravé straně údolí cca 1,9 km pod Ak-Tjuz.

Na tomto odkališti byly odebrány čtyři vzorky travin. Dva z nich byly přímo z plochy odkaliště, zatímco další dva z přilehlých ploch. Byla snaha ověřit předpoklad šíření kontaminace z nezajištěné plochy odkaliště aerickou cestou. Proto byl další ze vzorků odebrán na svahu nad odkalištěm a další na svahu pod hrází. Při volbě míst odběru se vycházelo z pozice odkaliště vzhledem k převládajícímu proudění vzduchu. Právě na tomto odkališti je tento vliv nejsilnější. Z analýzy vzorků rostlin se ukázalo, že uložený materiál se do okolí šíří.

Při ověřování bylo výhodou, že byly vzorkovány rostliny s mělkým kořenovým systémem, které nečerpají prvky z větších hloubek. Do těl se jim tedy dostávají prvky půd – přirozené pozadí – a látky, které sem byly transportovány větrem. Tuto skutečnost podporují i zvýšené hodnoty celkového dávkového příkonu a γ-spektrometrie oproti pozadí. Bohužel v této oblasti chybí rozbory půd. Úroveň celkového dávkového příkonu a γ-spektrometrie je oproti hodnotám odkaliště na 40% na svahu a na 20% pod hrází. To je dáno převládajícím vzestupným proudem vzduchu, který nese materiál do svahu.

Jak již bylo napsáno výše, hodnoty celkového dávkového příkonu a γ-spektrometrie jsou asi 40% oproti hodnotám odkaliště (nejbližší vzorek). Tato hodnota je však stále 3krát vyšší než hodnota považovaná za pozadí. Rozdíl je tedy způsoben materiálem z odkaliště. Pod hrází je 1,5 – 2krát vyšší, tomu odpovídají i nižší hodnoty celkového dávkového příkonu a γ – spektrometrie (20%). Na vzorcích rostlin se tato skutečnost odrazila ve zvýšeném obsahu těžkých kovů.

K negativním vlivům odkaliště č. 3, kromě emitace těžkých kovů do svého okolí, patří i přímý vnos těchto látek do potravního řetězce. To se děje při konzumaci zde rostoucích rostlin a při pití vody z jezírka v zadní části odkaliště. Nebezpečné látky se dostávají do těl hospodářských zvířat. Kladné je, že plocha odkaliště, kde je vliv

nejintenzivnější, je omezena a opět tedy jednu z hlavních rolí hraje počet zvířat a počet příjemců jejich produktů.

Tab. 15: Limity pro produkty hospodářských zvířat

prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
průměrný obsah v rostlině mg/kg	5,02	11,56	0,75	0,7	0,23	2	0,006	200
maximum	5,23	17,56	0,9	1	0,24	2,1	0,006	200
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Také zde byla vyslovena domněnka, která byla následně ověřena na odkališti č. 4. Bude o ní pojednáno v následující kapitole.

Obr. 29: Nezajištěný odpad na odkališti č. 3
stopy po domácích zvířatech

Shrnutí

Vliv šíření kontaminace by se dal odstranit překrytím úpravárenských odpadů a zatravněním této plochy, aby nedocházelo k erozi tohoto překryvu. Tím by se také vyřešila otázka pasoucího se dobytku a vstupu kontaminantů do jeho těl.

Pokud k nápravě nedojde, bude se kontaminant dále šířit do svého okolí. Jde však o omezenou plochu – vzhledem k unášecím schopnostem větrného proudění. Takto vzniklé plochy budou moci působit na zdraví obyvatel prostřednictvím pastvy zvířat. To však nejspíše v této oblasti, vzhledem k stávající situaci, nebude v budoucnu intenzivní (jsou využívány vhodnější plochy a není důvod začít využívat i plochy strání nad odkališti – v současnosti tyto svahy pastvu nevyznačovaly).

6.8.4 Odkaliště č.4

Tato plocha se nachází níže po směru toku Kiči-Kemin, cca 10 km pod Ak-Tjuz. Představuje největší z místních odkališť.

Na tomto místě bylo odebráno 6 vzorků. Jeden z nich byl odebrán pod odkalištěm ve vypouštěcí nádrži, další odběrová plocha byla umístěna na pravém svahu nad odkalištěm. Zbylé vzorky byly odebrány přímo na ploše odkaliště.

Do vyhodnocování byla začleněna i oblast spodní nádrže pod odkalištěm Ak-Tjuz. Bylo k tomu přistoupeno, protože do této nádrže se vypouštěl (a je zde uložen) stejný materiál jako na samotné odkaliště. Plocha této nádrže byla intenzivně vypásána.

Tab. 16 : Limity pro produkty hospodářských zvířat

prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
průměrný obsah v rostlině mg/kg	5,416	5,078	1,46	0,24	0,216	1,64	0,0034	<100
maximum	6,27	9,72	2	0,4	0,36	1,8	0,006	<100
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Obr. 30: Domácí zvířata na odkališti č. 4.

Na fotografii je vidět několik kusů skotu. Vzhledem k ploše odkaliště a poměrně vyššímu množství potravy v jarním období je předpoklad delšího pobytu těchto zvířat na této kontaminované ploše. Tato doba je velmi významná pro míru vnosu kontaminatů do těl.

Jak již bylo zmíněno v souvislosti s odkalištěm č. 3, byla vyslovena hypotéza, že hospodářská zvířata nenavštěvují odkaliště pouze za účelem pastvy a napojení, ale i kvůli samotnému uloženému materiálu. Ten totiž obsahuje velké množství nejen škodlivých prvků, ale i biogenních a stopových, které jsou důležité pro správné fungování a růst organismu. Zvířata tyto prvky, sloučeniny a soli v odpadu „cítí“ a je možné, že jeho přímou konzumací si tyto látky doplňují.

K vyslovení této hypotézy vedla skutečnost, že hospodářská zvířata lokality odkališť navštěvují i v období, kdy zde není dostatek potravy, a ta která zde je nevykazuje stopy pastvy (pastva je zde nejintenzivnější na jaře, kdy je zde „nová tráva“). Další argument je ten, že se toto děje pouze na odkališti č. 3 a č. 4. Na odkališti č. 2 je tento odpad převrstven jiným materiálem a není zde patrný žádný pohyb zvířat, kdežto na odkalištích č. 3 a 4 jsou indicie přítomnosti většího počtu zvířat evidentní. Dále je zajímavá selektivita s jakou zvířata vyhledávají určitou složku odpadu. Ta má nápadně jinou barvu – okrově žlutou. Na odkališti č. 4 bylo zaznamenáno proniknutí k této složce přes jinou část odpadu (světle šedě zbarvený) a v této oblasti byla soustředěna aktivita zvířat. V jiných částech, kde okrově žlutý materiál nebyl na povrchu, byla aktivita výrazně menší.

Tato hypotéza je natolik závažná, že by zasloužila ověření. To se bohužel nepodařilo zajistit (vzhledem k časovému harmonogramu prací v terénu). Závažnost spočívá v přímém vstupu odpadu do těl zvířat. V tomto materiálu jsou mnohonásobně vyšší dávky kontaminantů než v rostlinách. I když tento přísun bude jistě váhově poměrně malý, i tak bude znamenat významné navýšení obsahu kontaminantů v tělech hospodářských zvířat. Zároveň navyšuje již zmíněný vysoký příjem z rostlin.

Obr. 31: Část plochy odkaliště č. 4 s okrově žlutou barvou odpadu

Obr. 32: Aktivita zvířat na odkališti č. 4

Jako samostatná oblast by se dala označit bývalá nádrž pod odkalištěm č. 4. Avšak vzhledem k tomu, že v ní je usazen stejný materiál jako na odkališti č. 4, tak zde platí stejné závěry.

Shrnutí

Tato plocha působí podobně negativním vlivem jako odkaliště č. 3. Opět by bylo vhodné překrytí plochy odkaliště. Dále je více než vhodné ověřit vyslovenou hypotézu o vztahu hospodářských zvířat a úpravárenském odpadu.

Účelné je zjistit počet zvířat pasoucích se na této ploše. Pod odkalištěm bydlí jedna rodina, a pokud pasoucí se dobytek patří pouze jí a jedná se o menší počet kusů je negativní vliv koncentrován na tyto jedince.

6.9 Údolí

Oblastí údolí se v tomto případě myslí území pod úpravárenským závodem dolů po směru toku Kiči-Kemin až k obci Iličevskoje. Jedná se o území nevyužívané zemědělsky (s výjimkou asi 2 rodin pěstujících zemědělské plodiny na zahradách v okolí svých domů – v na těchto plochách však bohužel vzorkování neproběhlo). Vzhledem k absenci zemědělské činnosti je za hlavní negativní vliv opět považován přestup těžkých kovů přes rostliny do volně se pasoucích hospodářských zvířat. Zdroj škodlivin pochází z jednorázové kontaminace při mimořádné události v roce 1964. Jiný zdroj se na kontaminaci nepodílel a nepodílí.

V údolí bylo odebráno 6 vzorků. Nízký počet je dán charakterem vzorkované oblasti. Údolí je poměrně úzké a přilehlé stráně kontaminovány nebyly. Proto kontaminovanou oblast lze charakterizovat jako dlouhou neširokou plochu. Vzorky byly odebrány v různé vzdálenosti od odkaliště č. 2 (zdroje kontaminace). K určení místa vzorkování bylo použito dat z předchozích etap průzkumu. Dále se k těmto vzorkům dají při vyhodnocování připojit hodnoty ze vzorku odebraného nad Ak-Tjuz („nezatíženého“) a z dalších 4 vzorků odebraných mezi posledním vzorkem údolí (most před Iličevskojem) a hranicí s Kazachstánem (tj. vzorky ze „zemědělské oblasti“).

Na hodnotách se neprojevil trend postupného klesání obsahu těžkých kovů se vzdáleností od zdroje. To souvisí s tím, že bylo zasaženo celé údolí a obsah kontaminantu ponechaný v životním prostředí v hlavní míře závisí na kvalitě úklidových prací. V rámci nich byla snaha odstranit uvolněný kontaminant. To se bohužel často zcela nepodařilo. Jasný příklad toho jsou hodnoty odběru R17 a R18. Tyto vzorky byly odebrány ve vzdálenosti asi 10 m od sebe. Již na hodnotách celkového dávkového příkonu a γ – spektrometrie byl rozdíl patrný (celkový dávkový příkon R17 – 6,7 mSv, R18 –1,4 mSv). Je zřejmé že navýšení hodnot má původ v uvolněném materiálu z odkaliště č. 2 při mimořádné události v roce 1964. Vliv reliktu kontaminovaného materiálu se samozřejmě také projevil v rozborech travin. U některých prvků byl zaznamenán výrazný nárůst hodnot oproti druhému vzorku – např. zinek R17 – 107,5 mg/kg, R18 – 31,8 mg/kg, thorium R17 – 0,56 mg/kg, R18 – 0,06 mg/kg atd..

Od tohoto stavu se odvíjí i míra přestupu kontaminantů do hospodářských zvířat. Záleží na množství a velikosti oblastí, ve kterých byl ponechán úpravárenský odpad, a dále na jeho množství. K zhodnocení budou v budoucnu použitelné mapy kontaminace v tomto prostoru vymezující kontaminované plochy. Dalším faktorem je, zda právě tato místa jsou navštěvována hospodářskými zvířaty. To lze dokumentovat příkladem odběrových stanovišť R20 a R21. Obě stanoviště vykazují zvýšené hodnoty. R20 je více zatíženo (celkový dávkový příkon – 8,5 mSv) než stanoviště R21 (celkový dávkový příkon – 5,3 mSv). Tento stav se dále odráží na obsazích jednotlivých prvků v travinách, i když ne striktně v přímé úměře (např. vlivem stanovištních podmínek, spolupůsobení vyšších obsahů prvků). Podstatný rozdíl však spočívá v tom, že plocha a okolí stanoviště R20 nevykazovala využívání pro pastevní účely, kdežto na lokalitě R21 tento fakt byl zaznamenán. Proto lze říci, že i když oblast R20 vykazuje vyšší dávky kontaminantů, pro člověka je potenciálně nebezpečnější oblast R21.

Na tomto příkladu je jasně patrné, že je třeba nevytrhávat hodnoty z kontextu a naopak zapracování dat do širších souvislostí představuje cestu pro relevantní vyhodnocení.

Při srovnání dat s hodnotami z nezasažené oblasti je patrný výrazný rozdíl mezi jednotlivými plochami (jak již bylo zmíněno výše). Hodnoty v zasažené ploše vzhledem ke kontrolní ploše vykazují výrazně vyšší hodnoty. Zvýšené hodnoty mají například vzorky z odběrového stanoviště R20:

celkový dávkový příkon R1 – 0,77 mSv		R20 – 8,5 mSv (násobek - 11)	
zinek	R1 – 32,5 mg/kg	R20 – 210,10 mg/kg	(násobek - 6,50)
kadmium	R1 – 0,07 mg/kg	R20 – 0,45 mg/kg	(násobek - 4,30)
olovo	R1 – 2,38 mg/kg	R20 – 5,96 mg/kg	(násobek - 2,50)

Naopak plochy, kde proběhl úklid správně a není zde výrazně vyšší kontaminace vykazují u vzorků rostlin nižší hodnoty než na stanovišti R1 nad obcí Ak-Tjuz. Příkladem je vzorek R18:

celkový dávkový příkon R1 – 0,77 mSv		R18 – 1,63 mSv (násobek - 2,11)	
zinek	R1 – 32,50 mg/kg	R18 – 40,90 mg/kg	(násobek - 1,26)
kadmium	R1 – 0,07 mg/kg	R18 – 0,03 mg/kg	(násobek - 0,43)
olovo	R1 – 2,38 mg/kg	R18 – 2,15 mg/kg	(násobek - 0,90)

Nižší hodnoty jsou dány rozdílným podložím a rozdílnými stanovištními podmínkami, které jsou v těchto lokalitách.

Do následující tabulky byly zařazeny vzorky z lokalit v oblasti údolí využívaných k pastvě zvířat.

Tab. 17: Limity pro produkty hospodářských zvířat

prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
průměrný obsah v rostlině	7,05	4,32	0,62	0,28	0,30	1,84	0,0074	<100

mg/kg								
maximum	10,28	5,96	0,8	0,4	0,59	2	0,009	<100
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Stejná tabulka s hodnotami mezi Iličevskojem a hranicí s Kazachstánem.

Tab. 18: Limity pro produkty hospodářských zvířat

prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Hg	Al
průměrný obsah v rostlině mg/kg	5,94	3,20	0,6	0,3	0,29	2,1	0,0055	200
maximum	6,76	4,37	0,9	0,5	0,55	2,3	0,009	200
limit pro								
mléko (mg/kg)	2,5	0,02	0,1	0,05	0,05	0,1	0,01	1
maso (mg/kg)		0,1	0,5	0,1	0,5		0,05	10
vnitřnosti (mg/kg)	80	0,5		1				

Hodnoty ze vzorku odebraného na křižovatce v obci Kiči-Kemin mají podobné hodnoty se vzorky od koryta řeky Kiči-Kemin. To znamená, že buď až sem zasahoval uvolněný odpad, nebo tato kontaminace vznikla sekundárně při úklidových pracích – z automobilů odvážejících kontaminant. Tato varianta by znamenala možnost vzniku více sekundárně kontaminovaných ploch, a tím další rozšíření negativního vlivu.

Shrnutí

Hodnoty olova a arzenu na těchto plochách se oproti hodnotám z odkališť snížily. Hlavně u olova je to velmi dobré znamení. I tak však stále mnoho prvků vykazuje nepříznivé hodnoty. Bylo by vhodné se zaměřit na pohyb a kvantitu hospodářských zvířat a získat další data pro přesnější analýzu. Další možností by byl rozbor produktů těchto zvířat.

6.10 Zemědělská oblast

Zemědělskou oblastí je v tomto případě nazváno území začínající obcí Iljičevskoje a končící hranicí s Kazachstánem. V této oblasti se při toku Kiči-Keminu nachází 3 sídla:

- Iljičevskoje,
- Kiči-Kemin,
- Boroldoj.

Zdroj škodlivin pochází z jednorázové kontaminace při mimořádné události v roce 1964. Jiný zdroj se na kontaminaci nepodílel a nepodílí.

V této oblasti bylo odebráno 26 vzorků. Z toho bylo 22 vzorků zemědělských produktů a 4 vzorky travin. Při vzorkování byla snaha podchytit vliv kontaminace na území obce Iljičevskoje, protože tato obec byla nejblíže protrženému odkališti, a proto nejvíce zasažena mimořádnou událostí v roce 1964. Jak již bylo zmíněno v kapitole 3.2.1 („Popis odkališť“), byla v této vesnici mocnost kontaminantu až 60 cm. V této obci proběhlo vzorkování ve 4 soukromých zahradách v různých částech obce. Rozmístění vzorkovaných ploch vycházelo z podkladů předcházející etapy projektu. Účelem bylo zachytit co největší škálu jednotlivých druhů pěstované zeleniny, dále pokud možno vzorkovat stejné druhy rostlin, aby byla možnost dalšího srovnání vývoje kontaminace se vzdáleností od zdroje. V této oblasti dochází k zvětšování šířky údolí řeky Kiči-Kemin a tím jistě došlo ke změnám v šíření kontaminantu uvolněného z odkaliště č.2. Bohužel ne vždy se všechny záměry podařilo zcela uskutečnit.

Vzorky travin odebrané v této oblasti byly vyhodnoceny v kapitole „Údolí“. Bylo k tomu přistoupeno proto, aby výsledky byly zasazeny do širšího kontextu.

6.10.1 Přehled vzorků rostlinných produktů

Plodiny odebrané v této oblasti byly:

- *Daucus carota* (Mrkev obecná)	5
- *Phaseolus vulgaris* (Fazol obecný)	5
- *Allium sativum* (Česnek setý)	5
- *Allium cepa* (Cibule obecná)	1
- *Raphanus sativus* (Ředkev setá)	1
- *Brassica napus* odrůda *chinensis* (Pekingské zelí)	1
- *Hordeum vulgare* (Ječmen obecný)	2
- *Triticum aestivum* (Pšenice obecná)	2

Tak jako v kapitole 6.8 „Aerickomechanická depozice v aglomeraci Ak-Tjuz“ budou získaná data posuzována z pohledu limitů daných potravinářskou vyhláškou a dále z pohledu toxikologického působení.

Rozložení odběrových stanovišť:

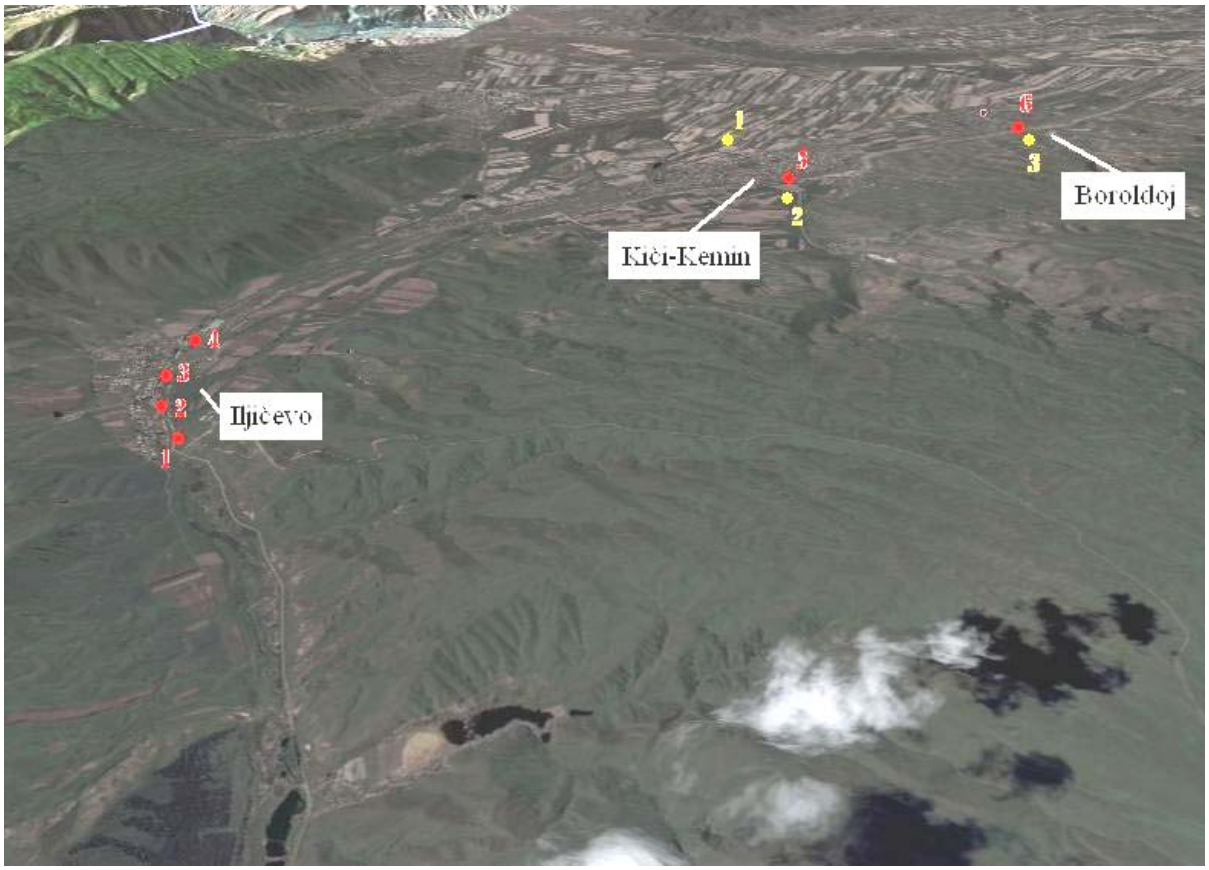
zemědělské produkty:

Iljičevskoje 1 Iličevo začátek

	2	Iličevo 3
	3	Iličevo střed
	4	Iličevo konec
Kiči-Kemin	5	
Boroldoj	6	

obilniny:

Kiči-Kemin	1	za nádrží
	2	u mostu
Boroldoj	3	



Obr. 33: Lokalizace vzorků v zemědělské části území - červená čísla jsou odběrová stanoviště zemědělských produktů, žlutá jsou odběrová stanoviště obilnin

U hodnot z odebraných vzorků byl hledán vývojový trend v závislosti na vzdálenosti od zdroje znečištění. Tento trend naznačoval vývoj hodnot celkového dávkového příkonu a γ – aktivity.

Tab. 19: Hodnoty celkového dávkového příkonu a γ – aktivity na zemědělských plochách

	Iljičevskoje I	Iljičevskoje II	Iljičevskoje III
celkový dávkový příkon	1,65	3	1,23
γ - aktivita	23,2	68,7	24
	Iljičevskoje IV	Kiči-Kemin	Boroldoj
celkový dávkový příkon	-	0,9	0,9
γ - aktivita	-	22,9	19,9

Pozn.: Hodnoty v mSv

Pro posouzení, zda tento trend existuje, byly sestaveny sady stejných rostlinných produktů (aby byla eliminována chyba vlivem různého příjmu prvků různými rostlinami). Byly sestaveny tři tyto sady – mrkev, česnek, fazol.

Bohužel se stejný vývojový trend nepodařilo prokázat u hodnot získaných z rostlinných produktů. Některé prvky potvrzují vývojový trend celkového dávkového příkonu, avšak jiné mají zcela protichůdnou tendenci. Také jednotlivé sady plodin nevykazují shodu v průběhu hodnot se vzdáleností.

Nepřítomnost trendu může být způsobena různými faktory a pro identifikaci příčiny by bylo třeba provést další výzkum zaměřený na tuto otázku.

Z tohoto důvodu budou posouzeny zemědělské plochy stejně jako v lokalitě Ak-Tjuz.

6.10.2 Obec Iljičevskoje

V této obci byly vzorkovány 4 hospodářské plochy. Byly rozmístěny po délce obce. Hlavní význam mají plochy „Iličevo začátek, Iličevo střed a Iličevo konec“, na odběrové ploše „Iličevo 3“ se bohužel podařilo ovzorkovat pouze jednu zemědělskou plodinu (mrkev) a tím tato lokalita nemá takový význam. Přehled odebraných vzorků viz. tabulka č. 19.

Tab. 20: Přehled odebraných plodin

	Iljičevskoje začátek	Iljičevskoje 3	Iljičevskoje střed	Iljičevskoje konec
mrkev		x	X	x
česnek	x		X	x
fazol	x		X	x
ředkev	x			
zelí			X	

Pozn.: x – vzorek byl odebrán

Obr. 34: Rozložení vzorků v obci Iličevskoje

Při hodnocení na základě limitů byly identifikovány tři hlavní kontaminanty. Jsou to olovo, kadmium a hliník (viz příloha č. 2).

U olova došlo k maximálnímu překročení na lokalitě „Iličevo střed“ u česneku a to 100 násobně, zatímco například u mrkve z téže lokality byl zaznamenán „jen“ 44 násobek limitu. Olovo překročilo limit u všech vzorků odebraných v obci Iljičevkoje.

Česnek měl také u kadmia nejvyšší obsahy a to na lokalitě „Iličevo začátek“ – 12 krát. Ze všech vzorků (11) nadlimitní hodnoty vykazovalo 6 vzorků.

Stejně jako na odběrové lokalitě v Ak-tjuz i na těchto odběrových plochách byla provedena studie míry denního příjmu rizikových prvků skrze vzorkované produkty. Řídila se stejnými pravidly jako při výpočtech pro Ak-Tjuz. Tyto hodnoty se na jednotlivých plochách mění nejen vlivem množství kontaminantů, ale i vlivem počtu druhů a variabilitou druhů vzorkovaných plodin. Výsledky jednotlivých stanovišť jsou uvedeny v tabulkách č. 21, 22 a 23.

Tab. 21: Denní příjem těžkých kovů

Iljičevskoje začátek						
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,071	0,0291	0,45	0,0028	0,35	0,0031
Denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01
prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	0,82	0,00063	0,0009	0,028	0,36	0,34
Denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,32	0,0022	0,00068	0,00006	3,15	
Denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly odebrány 3 plodiny (fazol, česnek, ředkev) – v celkovém denním příjmu představují cca 9 % (4, 5 g na kilogram váhy obyvatele).

Tab. 22: Denní příjem těžkých kovů

Iljičevskoje střed						
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,13	0,1104	0,828	0,0044	0,81	0,009
Denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01

prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	2,1294	0,0033	0,00138	0,04	0,759	0,534
Denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,78	0,003	0,00168	0,00015	6	
Denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly vzorkovány 4 druhy hospodářských rostlin (mrkev, česnek, fazol, zelí) – v celkovém denním příjmu představovaly tyto produkty cca 12 % (6 g na kilogram váhy obyvatele).

Tab. 23: Denní příjem těžkých kovů

Iljičevskoje konec						
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,091	0,021	0,33	0,0027	0,34	0,0032
Denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01
prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	0,5823	0,00072	0,0011	0,0261	0,2286	0,27
Denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,4275	0,00135	0,00045	0,00005	3,6	
Denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly vzorkovány 3 druhy hospodářských rostlin (mrkev, česnek, fazol) – v celkovém denním příjmu představovaly tyto produkty cca 9 % (4,5 g na kilogram váhy obyvatele).

Byl zaznamenán výrazný nárůst obsahu olova na stanovišti „Iličevo střed“ vzhledem k přibližně stejným hodnotám ostatních prvků na plochách „Iličevo začátek“ a „Iličevo konec“.

Při porovnání jednotlivých ploch (se zřetelem na množství vzorkovaných druhů) se opět jako nejzávažnější jeví vliv lokality „Iličevo střed“. I když i na lokalitě „Iličevo

začátek“ byly dosaženy vysoké hodnoty, v lokalitě „Iličevo střed“ je širší škála prvků negativně působících. Tato skutečnost může také souviset s nedalekým reliktem havárie. Přibližně 10 m od odběrové plochy stouply hodnoty celkového dávkového příkonu z 1,23 mSv na 5,72 mSv. Jako zásadní by se dal označit fakt, že k překročení hodnoty LOAEL dochází již při takto malém poměru denní stravy (6 g na kilogram váhy obyvatele) u více prvků.

Přesnější pohled na situaci by jsme získali při znalosti kompletní denní dávky. U následující obce bude pohled na tuto situaci názornější, protože se podařilo ovzorkovat i obilniny.

6.10.3 Obec Kiči-Kemin

Na území této obce bylo vybráno jedno odběrové stanoviště, kde byly odebrány 4 vzorky zeleniny (mrkev, česnek, fazol, cibule). Dále byly v okolí obce odebrány 3 vzorky obilnin.

Obr. 35: lokalizace odběrového stanoviště v obci Kiči-Kemin

Snímek má vypovídající hodnotu i z toho titulu, že je patrná vzdálenost odběrové plochy od koryta řeky Kiči-Kemin. Toto koryto jistě tvořilo při uvolnění odpadu hlavní cestu jeho šíření. Na snímku je názorně vidět o jaké množství zemědělsky využívaných ploch v okolí tohoto odběrového stanoviště se jedná. Tím si lze snadněji představit

množství lidí, kterých se dopad havárie týká. Hlavním faktorem tak je, do jaké míry se podařil emitovaný materiál odstranit.

Při porovnání hodnot obsahů v jednotlivých plodinách s limity je opět problematickým prvkem olovo. Dále má nadlimitní hodnoty hliník, ale pouze u zeleniny. Obilniny celkově vykazují nižší hodnoty.

Tab. 24: Porovnání hodnot s potravinářskými limity

	prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Sn	Hg	Al
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Ječmen	R41	7,01	0,44	0,2	0,2	0,01	2	<.02	0,002	<.01
Ječmen	R42	3,88	0,32	0,1	0,1	0,03	1,7	<.02	0,003	<.01
Pšenice	R43	4,13	0,29	0,4	0,2	0,08	2	<.02	0,002	<.01
Mrkev	R44	7,46	3,04	0,5	0,3	0,13	1,9	0,03	0,001	200
Česnek	R45	9,49	3,02	1	0,3	0,14	2,6	0,04	0,002	500
Fazol	R46	7	1,62	0,4	<.1	0,04	1,9	0,03	0,004	200
Cibule	R47	4,66	2,51	0,8	0,3	0,03	2,3	0,04	<1	400
Limit	obilí	10	0,2		0,2	0,2				
	zelenina	10	0,1	2,5	0,5	0,05	4		0,05	100
	kořen. zel.					0,1				

Studie denního příjmu obsahuje nejen složku zeleniny, ale je k ní připočítán příjem kontaminantu v obilninách. Samostatné dílčí studie jsou obsaženy v příloze č. 3.

Tab. 25: Denní příjem těžkých kovů

Kiči-Kemin						
Prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,303	0,07	1,37	0,0075	1,631	0,0098
Denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01
Prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	1,78	0,0031	0,0009	0,102	1,208	0,72

Denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
Prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,745	0,00856	0,00114	0,00015	7,8	
Denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Hodnoty představují 100 % příjmu obilnin (17,5g/kg váhy obyvatele) a 40 % zeleniny (6 g/kg váhy obyvatele).

Obilniny i při vyšším podílu na hmotnosti denního příjmu potravy proti zelenině měly ve většině případů méně negativní vliv než větší množství zeleniny. Obilniny mají při stejné váze mnohem nižší podíl na vnosu kontaminantů do těla. Z předchozí tabulky je patrný nárůst množství škodlivin v potravinách, pokud do hodnocení je zařazena nejen zelenina, ale i obilniny. Potvrzuje se tím, jak moc působí na zvýšení intenzity negativního vlivu i relativně „čisté“ potraviny.

Také se projevil fakt, že vzorky z plochy která byla ve větší vzdálenosti od řeky byly méně zatížené těžkými kovy (např. Cd 0,8 mg/kg u řeky proti 0,2 – 0,3 mg/kg na plochách dále od řeky)

Samostatnou částí kterou by bylo vhodné se zabývat je šíření kontaminace z řečištních sedimentů zavlažovací soustavou do původně nezasažených oblastí, které jsou zavlažovány vodou z řeky Kiči-Kemin. V současné době byly provedeny rozbory vody této řeky které nenaznačují tuto cestu šíření kontaminace. I přesto by tato otázka stála za podrobnější rozbor, protože pokud by transfer touto cestou nastal došlo by ke kontaminaci rozsáhlých, zemědělsky využívaných ploch. Tento stav by mohl nastat například při změně pH v řece.

6.10.4 Obec Boroldoj

V této oblasti bylo vybráno jedno odběrové stanoviště, kde byly odebrány 3 vzorky zeleniny (mrkev, česnek, fazol). Dále byl v okolí obce odebrán 1 vzorek obilnin (pšenice).

Obr. 36: Lokalizace odběrového stanoviště v obci Kiči-Kemin

Tab. 26: Porovnání získaných hodnot s limity

	prvek	Cu	Pb	Ni	As	Cd	Cr	Sn	Hg	Al
		mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	Mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Česnek	R50	4,7	0,43	0,3	0,2	0,07	1,7	<.02	<1	100
Mrkev	R51	7,63	1,1	0,6	0,1	0,18	1,6	0,02	0,001	200
Fazol	R52	6,82	1,88	0,3	0,3	0,07	2,3	0,04	0,004	300
pšenice	R53	2,59	0,31	0,2	0,3	0,04	1,7	<.02	0,003	<100
Limit	obilí	10	0,2		0,2	0,2				
	zelenina	10	0,1	2,5	0,5	0,05	4		0,05	100
	kořen.zel.					0,1				

Tab. 27: Denní příjem těžkých kovů

Boroldoj						
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As
denní příjem mg/kg	0,086	0,015	0,322	0,0024	0,522	0,0027
Denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01
prvek	Sr	Cd	Sb	Cr	Ba	Ti
denní příjem mg/kg	1,018	0,0014	0,0014	0,025	0,57	0,3105

Denní limit mg/kg	0,6	0,0002	0,0004	1,5	0,2	3
LOAEL	190	0,001	0,35	1,46	-	2,68
prvek	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,369	0,0027	0,0003	0,00005	2,7	
Denní limit mg/kg	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly vzorkovány 3 druhy hospodářských rostlin (mrkev, česnek, fazol) – v celkovém denním příjmu představovaly tyto produkty cca 9 % (4,5 g na kilogram váhy obyvatele).

Hodnoty získané z rozboru obilnin byly z místa s půdní anomálie, a proto nebyly připočítány k dennímu příjmu potravy. I přes fakt, že tato pšenice byla z plochy půdní anomálie, hodnoty nejsou extrémně vyšší.

Velmi přínosné by bylo hlouběji ověřit vztah mezi celkovým dávkovým příkonem a množstvím škodlivin v rostlinách, tím by se podrobnější průzkum pro stanovení nebezpečných ploch zjednodušil – nebylo by třeba odběru a analýz vzorků rostlin. Tuto možnost naznačilo porovnání hodnot sad mrkve, česneku a fazole s příslušnými hodnotami celkového dávkového příkonu. Porovnání bylo provedeno pro Cu, Pb, As a Cd. Tabulky a grafy tohoto porovnání viz příloha č. 1.

Data by byla vhodná porovnat s modelem rozložení uvolněného odpadu.

Závěr

Data z jednotlivých odběrových lokalit jasně naznačila jak moc se jednotlivé vzorky podílí na vnosu nebezpečných látek do těla. Fakt je o to závažnější, že se jedná pouze o část z celkového objemu denního příjmu potravy. I kdyby již nedošlo k nárůstu známých hodnot (což je nereálné a k navýšení dojde), jsou zjištěné hodnoty v takové výši, že k ovlivnění zdraví konzumentů dochází. Velmi proto záleží na množství konzumované závadné potravy. Vzhledem k počtu obyvatel kterých se tento problém týká, bylo by více než vhodné provést hlubší studii. Na základě tohoto výzkumu však nebezpečí jednoznačně identifikováno bylo.

7 DISKUZE

Přímým vlivem kontaminace byla zasažena obec Ak-Tjuz. Plochy v tomto sídle jsou také kontaminovány odpadem a produkty z úpravny a odkališť. Kontaminace vznikla jak aerickou cestou, tak i cestou mechanickou. Tímto se zasažené území rozšířilo nejen dolů údolím, ale i nahoru. Znečištění zde není rovnoměrné a ve vzdálenosti od úpravny postupně klesá. To je dáno způsobem vzniku kontaminace. Kromě již zmíněného dopadu plynoucího z produktů chovaných zvířat, se dále přidává nebezpečí kontaminovaných hospodářských plodin. Negativní vliv byl částečně zmírněn externím zdrojem zeminy pro zahrady, v nichž se zelenina pěstuje. I přesto produkty vykazují často mnohonásobné nadlimitní hodnoty u nejednoho prvku (Pb, Cd, Al atd.). Takovéto překračování limitů bylo v této oblasti zachyceno u všech vzorkovaných hospodářských plodin. Při srovnání s hodnotami LOAEL se ukazuje, že již cca 12 % denního příjmu potravy zastoupeného vzorkovanou zeleninou, dělá toto území velmi problematickým. Těchto 12 % obsahuje dávku kontaminantů, která překračuje hodnotu LOAEL u Mn (4-5 x) a Cd (4x), a dále by mezi tyto nejvíce problematické prvky patřilo Pb, u kterého tato hodnota nebyla stanovena (limit překročen 23 x). Hodnoty Zn a As dosahují poloviny a více z hodnoty LOAEL. Je zřejmé, že hodnoty 100 % denního příjmu potravy by byly ještě mnohem vyšší.

Ve shrnující tabulce č. 28 je tento jev velmi patrný.

Tab. 28: Přehled denních příjmů kontaminantů

Prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As	Sr	Cd
denní limit (mg/kg-day)	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001	0,6	0,0002
LOAEL (mg/kg-day)	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01	190	0,001
denní příjem (mg/kg-day)								
Ak-Tjuz (a)	0,167	0,0838	0,696	0,0058	0,624	0,005	1,2288	0,0038
Iljičevskoje začátek (a)	0,071	0,0291	0,45	0,0028	0,35	0,003	0,82	0,0006
Iljičevskoje střed (b)	0,13	0,1104	0,828	0,0044	0,81	0,009	2,1294	0,0033
Iljičevskoje konec (a)	0,091	0,021	0,33	0,0027	0,34	0,003	0,5823	0,0007
Kiči-Kemin (b)	0,172	0,061	0,642	0,0063	0,87	0,005	1,545	0,002
Kiči-Kemin (c)	0,303	0,07	1,37	0,0075	1,631	0,01	1,78	0,0031
Boroldoj (a)	0,086	0,015	0,322	0,0024	0,522	0,003	1,018	0,0014

Prvek	Sb	Cr	Ba	B	Se	Nb	Ag	Al
denní limit (mg/kg-day)	0,0004	1,5	0,2	0,2	0,005	0,0004	0,005	1
LOAEL (mg/kg-day)	0,35	1,46	-	-	0,015	0,35	-	100
denní příjem (mg/kg-day)								
Ak-Tjuz (a)	0,0014	0,048	0,8316	0,642	0,0054	0,0013	0,0002	6,6
Iljičevskoje začátek (a)	0,0009	0,028	0,36	0,32	0,0022	0,0007	0,00006	3,15
Iljičevskoje střed (b)	0,0014	0,04	0,759	0,78	0,003	0,0017	0,00015	6
Iljičevskoje konec (a)	0,0011	0,0261	0,2286	0,4275	0,0014	0,0005	0,00005	3,6
Kiči-Kemin (b)	0,001	0,052	0,772	0,666	0,004	0,001	0,0001	7,8
Kiči-Kemin (c)	0,0009	0,102	1,208	0,745	0,0086	0,0011	0,00015	7,8
Boroldoj (a)	0,0014	0,025	0,57	0,369	0,0027	0,0003	0,00005	2,7

Pozn.: xxx – překročen denní limit
xxx – překročena hodnoty LOAEL
a - hodnoty pro 3 plodiny – v celkovém denním příjmu představují cca 9 % (4, 5 g na kilogram váhy obyvatele).
b - hodnoty pro 4 plodiny – v celkovém denním příjmu představují cca 12 % (6 g na kilogram váhy obyvatele).
c - hodnoty pro 100 % příjmu místních obilnin (17,5g/kg váhy obyvatele) a 4 plodiny (6 g/kg váhy obyvatele).

Vliv intenzity radioaktivního záření zde není podstatný. Zjištěné hodnoty jsou v limitu (průměrná hodnota je 1,06 mSv – limit je stanoven na 1mSv, maximum 1,47 mSv). Vzhledem k předchozímu negativnímu vlivu je toto riziko jen málo významné.

V nedávné době byl odstraněn další negativní relikt po této antrpogenní činnosti. Tím byl mezisklad thoriového a uranového koncentrátu. Tato poměrně malá plocha měla

hlavní negativní vliv díky velmi vysokým dávkám radioaktivního záření. Hodnoty dosahovaly značné velikosti – až 98 mSv. Tato plocha je však v současnosti již rekultivována a její negativní vliv byl odstraněn.

Navýšení negativního dopadu na životní prostředí měla havárie v roce 1964. Došlo k protržení odkaliště č. 2 a uvolnění velkého množství nebezpečných odpadů do prostředí. Postižená plocha na území Kyrgystánu je dlouhá cca 40 km a jsou v ní 3 sídla - Iljičevskoje, Kiči-Kemin a Boroldoj. I přes snahu odstranit negativní dopad na životní prostředí mají relikty i v současnosti vážný impakt.

Ten je patrný v údolí pod odkalištěm. I přes snahu odstranit uvolněný materiál, zde zůstalo mnoho míst se zvýšenými hodnotami celkového dávkového příkonu a γ – spektrometrie. S těmito hodnotami korelují zvýšené obsahy těžkých kovů, ty se odráží i ve vyšších obsazích v rostlinách. Vzhledem k tomu, že v oblasti mezi odkalištěm č. 2 a obcí Iljičevskoje je zanedbatelné využití zemědělské půdy k pěstování plodin, je hlavní negativum přestup kontaminantů do těl hospodářských zvířat. Zachycení celkového obrazu situace je velmi složité, protože znečištění se vyskytuje lokálně. Proto by vymezení přesného vlivu muselo předcházet podrobné mapování rozsahu kontaminovaných ploch a míry jejich znečištění. Tyto hodnoty by se dále musely korigovat s mírou využití těchto ploch pro pastvu. Z nám známých dat ovšem vyplývá vyšší míra ohrožení, která je v postižených místech vyšší než v lokalitě Ak-Tjuz. Některá místa jsou svými obsahy prvků v rostlinách až srovnatelná s hodnotami z odkališť. Co do vlivu radioaktivity jsou v údolí plochy splňující limit, ale i plochy s nadlimitními hodnotami. Rozhodující je nevelká četnost pohybu člověka na těchto místech.

Vzhledem k ohrožení obyvatelstva se na čelní místo staví kontaminace zemědělsky využívaných ploch v oblasti pod údolím. Od sídla Iljičevskoje dále po směru Kiči-Keminu je půda velmi intenzivně využívána. V okolí domů je pěstována zelenina a dále obilniny. Hlavním významem produkce je pokrytí vlastních potřeb. Pokud tedy rodina pěstuje celou škálu zeleniny, kterou spotřebovává, nelze již počítat s „naředěním“ množství škodlivin nekontaminovanou zeleninou. Pokud lidé konzumují i místní obilniny, je vliv dále navyšován. O celkové míře vnosu škodlivin do těla včetně produktů hospodářských zvířat však přesnou představu nemáme. Ovšem i z výše předložených dat je patrná vysoká závažnost ohrožení obyvatel využívajících kontaminované plochy (viz. tabulka č. 28).

Na základě výše napsaného závěru by bylo velmi vhodné provést další výzkum vedoucí k upřesnění vlivu na obyvatelstvo. Velmi přínosné by byly studie zaměřené na stanovení celkové denní dávky škodlivin a na vliv kontaminantů na obyvatelstvo. Na jejich výsledcích by se dala navrhnout patřičná opatření pro maximální snížení negativního dopadu na obyvatelstvo. Vhodné by také byly studie zaměřené na zdraví obyvatel – např. zjištění obsahu těžkých kovů a zároveň se pokusit zmapovat projevy nadlimitních dávek těžkých kovů na zdravotním stavu osob.

Paralelně by bylo žádoucí provést kroky, které povedou k odstranění zdrojů negativních vlivů. Tím je myšlena úprava odkališť, aby nedocházelo k dalšímu rozšiřování kontaminované ploch. Technický zásah by byl vhodný i na kontaminovaných půdách. Ty by se však daly využít při provádění rekultivací odkališť. Tento krok je však jen těžko řešitelný vzhledem k malému množství půd vhodných pro zemědělskou činnost.

8 ZÁVĚR

Vliv těžebně úpravárenského komplexu na životní prostředí je v této oblasti evidentní. Tato činnost měla několik přímých vlivů. Mezi ně patřilo zbudování odkališť, jejichž plochy tvoří zdroj kontaminatů, které se dostávají do těl hospodářských zvířat, a tak zprostředkovaně působí na člověka. Rozsah takto nebezpečných ploch se rozšiřuje větrným transportem, protože materiál na odkalištích není žádným způsobem zabezpečen. Příznivě působí, že kromě transportu kontaminantů do těl obyvatel díky hospodářským zvířatům další závažný vliv z odkališť nepůsobí. Obyvatelstvo tyto plochy nenavštěvuje, a pokud ano, tak se zde nezdržuje delší dobu. Tím je eliminována další negativní stránka odkališť – radioaktivita. Ta zde dosahuje výrazně vyšších hodnot než je přirozené pozadí.

Kromě vlivů z doby těžby byl zhodnocen i dopad havárie z roku 1964, která způsobila zamoření radioaktivitou a těžkými kovy velkou plochu v okolí řeky Kiči-Kemin. Vliv špatně odklizených ploch po této události je výrazný dodnes. Zvýšené a na některých lokalitách až nebezpečné koncentrace těžkých kovů v potravě byly prokázány. Pro přesné určení míry nebezpečnosti by však bylo třeba provést samostatnou studii zaměřenou na tuto problematiku. Z předložených dat je však patrné, že je nutné se touto otázkou v této lokalitě zabývat.

Významný přínos spatřuji v tom, že tento výzkum byl vůbec proveden a bylo stanoveno, zda zde negativní vliv je či není. Žádný podobný projekt ani takováto studie v této oblasti nebyla provedena. Tato skutečnost je závažnější o výrazný vliv havárie odkaliště č. 2 a na době, která od této mimořádné události uběhla. Na základě tohoto projektu se podařilo přesně vymezit kontaminované oblasti a na základě mé práce jednoznačně stanovit nebezpečí ohrožující zdraví obyvatel v této oblasti.

9 LITERATURA

ABRAHAM, 2004: Abraham M. Zpráva o řešení projektu geologických prací v roce 2004, Geoenvironmentální průzkum a zhodnocení ekologických zátěží a rizik v okolí těžebně-úpravárenských komplexů, Geomin, Jihlava, 2004, 1 – 32

ACMELAB, 2007: ACME, Year 2007 Price Brochure, 2007 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.acmelab.com/temp/200732634287/2007_Acme_v1_prices_rev.pdf>

ATSDR, 1999: ATSDR. Toxikological profile for ionizing radiation [online], Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Department of health and human services Public Health Service, 1999 [cit. 2007-04-12]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp149.pdf>

ATSDR - Al, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Alumininum [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts22.html>

ATSDR - As, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Arsenic [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts2.html>

ATSDR - Cd, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry: Caudmium [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts5.html>

ATSDR - Cu, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Cupper [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts132.html>

ATSDR - Mn, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Manganese [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts151.html>

ATSDR - Pb, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Lead [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts13.html>

ATSDR - Rn, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Arsenic [online]. Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts145.html>

ATSDR - Sn, 2005: ATSDR – Agency for toxic substance and disease registry. Tin [online].Division of Toxicology ToxFAQs ™, 2005 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts55.html>

DATE A.R., GRAY A.L.: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, Blackie, 1989, IBSN 0-216-92488-X

DIEZ TH., KRAUS. M., 1995: Příjem těžkých kovů plodinami z různě kontaminovaných půd [online]. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau Freising, Sborník česko-bavorského semináře „Těžké kovy v zemědělské půdě a rostlinách“, [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW:

<http://stary.biom.cz/sborniky/sb95vana/diez3.html>

DJUSUPOV K, 2005: DVD Documentary of Health Project in Former Soviet Country released, [CD-ROM]. 2005, St Martin's College London

EIA – Temelím, 2001: Komise pro posouzení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí, předložené v návaznosti na dobrovolný a nadstandardní postup podle části V. protokolu z Melku (kolektiv autorů): Část č. 2: Vlivy na obyvatelstvo včetně analýzy a hodnocení zdravotního rizika ionizujícího záření a ostatních fyzikálních (hluk, vibrace, neionizující záření) a chemických faktorů, Posouzení vlivů jaderné elektrárny Temelín na životní prostředí, předložené v návaznosti na dobrovolný a nadstandardní postup podle části V. protokolu z Melku [online]. Praha, 2001 [cit. 2007-03-16]. Dostupný z WWW: <http://kostelec.czu.cz/temelin/eiacz/zprava2.pdf>

FITZHERBERT A. R. (2007): Kyrgystan [online]. FAO – Food and Agriculture Organization of The United Nations, 2006 [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW: <http://www.fao.org/ag/agp/agpc/doc/Counprof/Kyrgystan/kyrgi.htm#3.2>

KARPAČEV, 2000: Karpačev K. B., Meng S., Kostenko L., Bajdakova N., Šaršenova A.: Kyrgyzsjaja Recpublika: Ekologičeskij monitoring i ukreplenie potenciala upravlenija. Otčot po objektu izučenija chvostochranilišča No. 4 Ak-Tjuzskovo gorno-obogatitelnovo kombinata. Zaključitelnyj otčot.-Ministerstvo ochrany okryžajuščej credy, Kyrgyzskaja Respublika.

JANOUŠKOVÁ M., 2003: Vliv arbuskulární mykorrhizy na příjem těžkých kovů [online]. Výzkumný ústav rostlinné výroby, [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW:

<http://www.phytosanitary.org/projekty/2003/vvf-09-03.pdf>

JARVIS K. E.: Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, Blackie, 1992, IBSN 0-216-92912-1

VÁŇA J., 1995: Obsahy těžkých kovů v půdě a v rostlinách po dlouhodobém hnojení průmyslovými komposty [online]. Sborník česko-bavorského semináře „Těžké kovy v zemědělské půdě a rostlinách“, [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW:

<http://stary.biom.cz/sborniky/sb95vana/diez3.html>

WIKIPEDIA, 2007: Wikipedia. Rozpadová řada [online]. Encyklopedie Wikipedia [cit. 2007-03-24]. Dostupný z WWW:

<http://encyklopedie.seznam.cz/heslo/192647-rozpadova-rada>

WILD, 1995: Umweltorientierte Bodenkunde: eine Einführung / Alan Wild. Aus dem Engl. übers. von Anette Pause. – Heidelberg . Berlun . Oxford : Spektrum, Akad. Verl., 1995, 1 – 328, ISBN 3-86025-265-8

Einheitssacht.: Soil and the environment <dt.>

RACLAVSKÝ K., RACLAVSKÁ H., MATÝSEK D. , 2001: Geochemie, [CD-ROM]. VŠB – Technická univerzita Ostrava, 2001

RACLAVSKÝ K., RACLAVSKÁ H., MATÝSEK D. , 2003: Ochrana půd, [CD-ROM]. VŠB – Technická univerzita Ostrava, 2003

Vyhlášky a výnosy:

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 305/2004 Sb. – příloha oddíl A, ve znění pozdějších předpisů

Výnos Ministerstva podohospodárstva Slovenskej republiky a Ministerstva zdravotníctva Slovenskej republiky z 13. februára 2003 č. 414/2003-100, ktorým sa vydává hlava Potravinového kodexu Slovenskej republiky upravujúca cudzorodé látky v potravinách

Data pro tvorbu toxikologické studie a limity pro jednotlivé prvky poskytly studie těchto organizací:

ATSDR – Agency for Toxic Substances & Disease Registry
<http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>
IARC – Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans
<http://monographs.iarc.fr/>
TERA – Toxikology Excellence for Risk Assessment
<http://www.tera.org/peer/>
NSF – The Public Health and Safety Company
<http://www.nsf.org/>
National Institute for Public Health and the Environment
<http://www.rivm.nl/en/>
U.S. EPA – U.S. Environmental Protection Agency (Integreted Risk Information System)
<http://www.epa.gov/iris/>

Poznatky z jednotlivých studií byly čerpány z toxikologických databází:

Hazardous Substances Data Bank (HSDB) - Comprehensive, peer-reviewed toxicology data for about 5,000 chemicals.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
Toxicology Literature Online (TOXLINE) - References from toxicology literature.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?TOXLINE>
Chemical Carcinogenesis Research Information System (CCRIS) - Carcinogenicity and mutagenicity test results for over 8,000 chemicals.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?CCRIS>
Developmental and Reproductive Toxicology Database (DART) - References to developmental and reproductive toxicology literature.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?DARTETIC>
Genetic Toxicology Data Bank (GENE-TOX) - Peer-reviewed genetic toxicology test data for over 3,000 chemicals.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?GENETOX>

Integrated Risk Information System (IRIS) - Hazard identification and dose-response assessments for over 500 chemicals.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?IRIS>
International Toxicity Estimates for Risk (ITER) - Risk information for over 600 chemicals from authoritative groups worldwide.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?iter>
Multi-Database Search - Search all factual chemical databases.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?Multi>
Toxics Release Inventory (TRI) - Annual environmental releases of over 600 toxic chemicals by U.S. facilities.
<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?TRI>

10 SEZNAM TABULEK

11 SEZNAM OBRÁZKŮ

Seznam zkratek

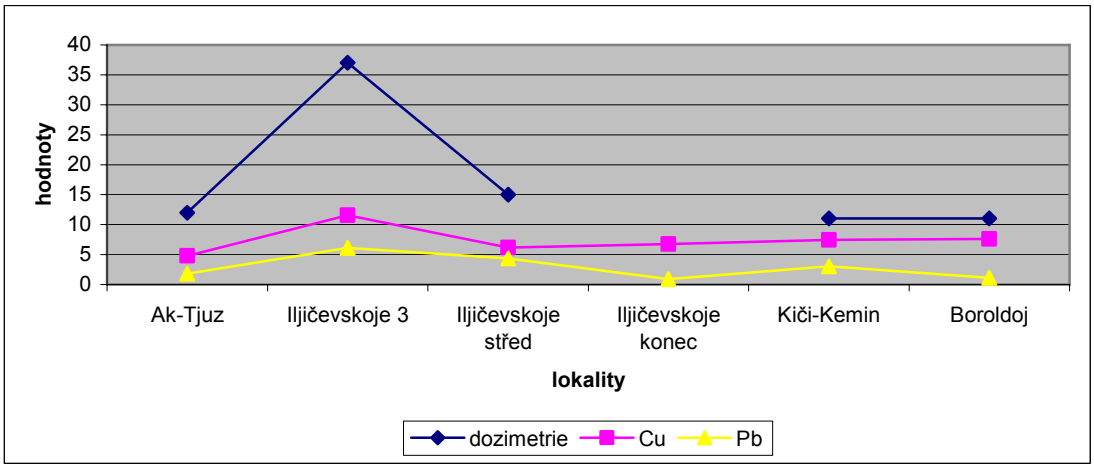
MEČS	Ministerstvo ekologie a mimořádných událostí (Kyrgystán)
REE	vzácné zeminy
FAO	Food and Agriculture Organization the United Nations
ATSDR	Agency for Toxic Substances & Disease Registry
IARC	Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans
TERA	Toxikology Excellence for Risk Assassment
NSF	The Public Health and Safety Company
U.S. EPA	U.S. Environmental Protection Agency (Integreted Risk Information System)
NOAEL	No Observable Advarse Effect Level

PŘÍLOHY

Příloha č. 1:

Tab. 1: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – mrkev (Cu, Pb)

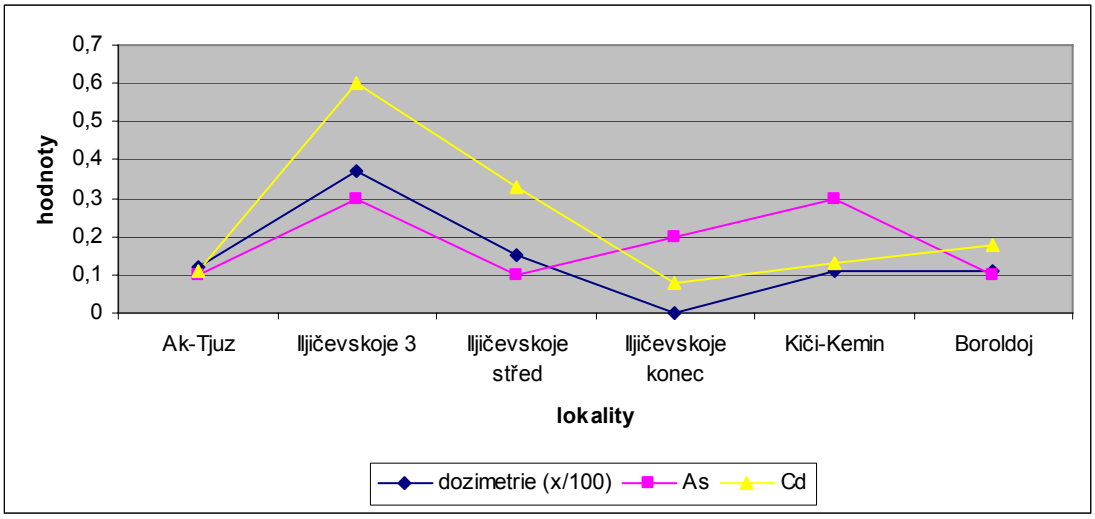
	celkový dávkový příkon	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Ak-Tjuz	12	4,77	1,79
Iljičevskoje 3	37	11,55	6,11
Iljičevskoje střed	15	6,19	4,38
Iljičevskoje konec		6,75	0,89
Kiči-Kemin	11	7,46	3,04
Boroldoj	11	7,63	1,1



Obr. 21: Graf – vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – mrkev (Cu, Pb)

Tab. 2: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – mrkev (As, Cd)

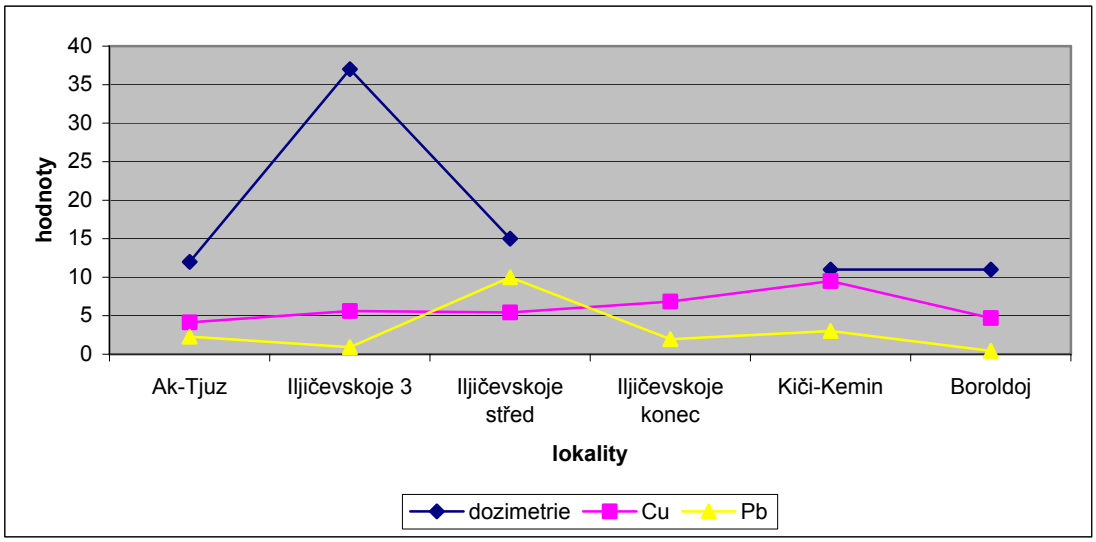
	celkový dávkový příkon (x/100)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Ak-Tjuz	0,12	0,1	0,11
Iljičevskoje 3	0,37	0,3	0,6
Iljičevskoje střed	0,15	0,1	0,33
Iljičevskoje konec		0,2	0,08
Kiči-Kemin	0,11	0,3	0,13
Boroldoj	0,11	0,1	0,18



Obr. 2: Graf – vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – mrkev (As, Cd)

Tab. 3: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – česnek (Cu, Pb)

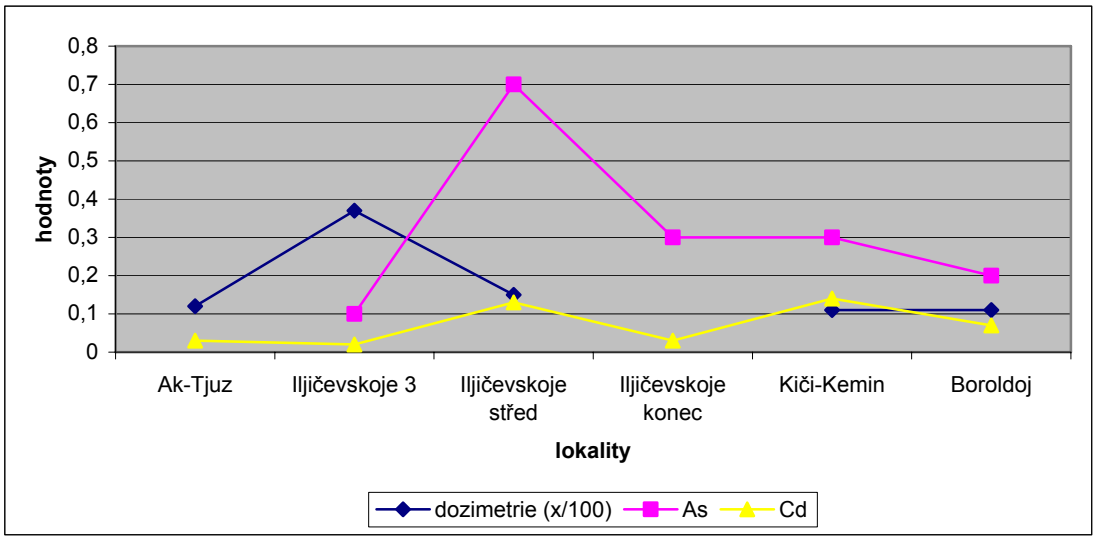
	celkový dávkový příkon	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Ak-Tjuz	12	4,13	2,29
Iljičevskoje 3	37	5,61	0,91
Iljičevskoje střed	15	5,43	10
Iljičevskoje konec		6,84	1,95
Kiči-Kemin	11	9,49	3,02
Boroldoj	11	4,7	0,43



Obr. 3: Graf – Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – česnek (Cu, Pb)

Tab. 4: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – česnek (As, Cd)

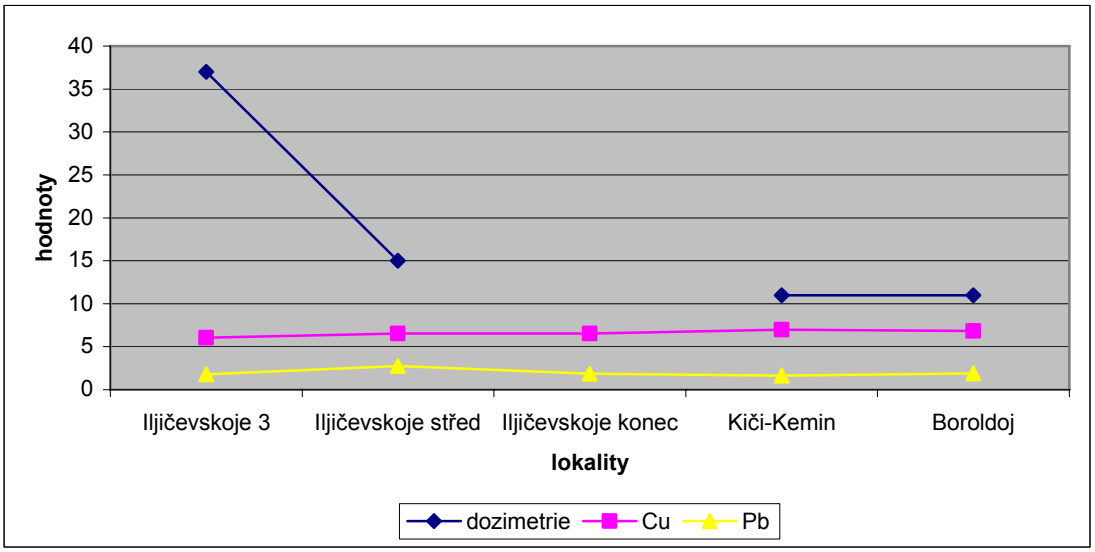
	Celkový dávkový příkon (x/100)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Ak-Tjuz	0,12		0,03
Iljičevskoje 3	0,37	0,1	0,02
Iljičevskoje střed	0,15	0,7	0,13
Iljičevskoje konec		0,3	0,03
Kiči-Kemin	0,11	0,3	0,14
Boroldoj	0,11	0,2	0,07



Obr. 4: Graf – Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – česnek (As, Cd)

Tabulka č. 5: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – fazol (Cu, Pb)

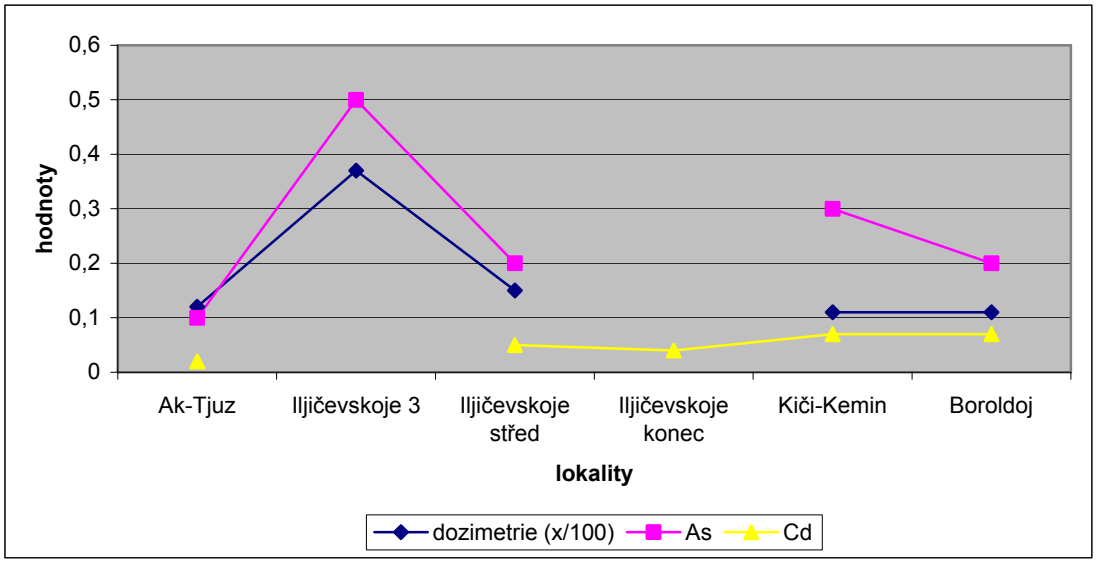
	Celkový dávkový příkon	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)
Iljičevskoje 3	37	6,05	1,77
Iljičevskoje střed	15	6,53	2,73
Iljičevskoje konec		6,55	1,84
Kiči-Kemin	11	7	1,62
Boroldoj	11	6,82	1,88



Obr. 5: Graf - Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – fazol (Cu, Pb)

Tab. 6: Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – fazol (As, Cd)

	celkový dávkový příkon (x/100)	As (mg/kg)	Cd (mg/kg)
Ak-Tjuz	0,12	0,1	0,02
Iljičevskoje 3	0,37	0,5	
Iljičevskoje střed	0,15	0,2	0,05
Iljičevskoje konec			0,04
Kiči-Kemin	0,11	0,3	0,07
Boroldoj	0,11	0,2	0,07



Obr .6: Graf – Vztah celkový dávkový příkon a kontaminace – fazol (As,Cd)

Příloha č. 2:

Tab. 7: Porovnání hodnot s limity Pb

prvek: Pb		limit: 0,1 mg/kg	
lokalita	druh	obsah prvku (mg/kg)	násobek překročení
Iličeo začátek	česnek	6,11	61,1
	fazol	0,91	9,1
	ředkev	1,77	17,7
Iličevo 3	mrkev	3,79	37,9
Iličevo střed	mrkev	4,38	43,8
	česnek	10	100
	fazol	2,73	27,3
	čínské zelí	1,29	1,29
Iličevo konec	mrkev	1,95	19,5
	česnek	0,89	8,9
	fazol	1,84	18,4

Tab. 8: Porovnání hodnot s limity Cd

prvek: Cd		limit: 0,05 mg/kg zelenina obecně, 0,1 mg/kg kořenová, 0,2 mg/kg listová	
lokalita	druh	obsah prvku (mg/kg)	násobek překročení
Iličeo začátek	česnek	0,6	12
	fazol	0,02	
	ředkev	0,02	
Iličevo 3	mrkev	0,1	1
Iličevo střed	mrkev	0,1	1
	česnek	<.01	
	fazol	0,33	6,6
	čínské zelí	0,13	
Iličevo konec	mrkev	0,03	
	česnek	0,08	1,6
	fazol	0,05	1

Tab. 9: Porovnání hodnot s limity Al

prvek: Al		limit: 100 mg/kg	
lokalita	druh	obsah prvku (mg/kg)	násobek překročení
Iličeo začátek	česnek	100	1
	fazol	200	2
	ředkev	200	2
Iličevo 3	mrkev	300	3
Iličevo střed	mrkev	200	2
	česnek	100	1
	fazol	200	2
	čínské zelí	500	5
Iličevo konec	mrkev	300	3
	česnek	200	2
	fazol	300	3

Příloha č. 3:

Tab. 10: Denní příjem těžkých kovů - zelenina

Kiči-Kemin									
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As	Sr	Cd	Sb
denní příjem mg/kg	0,17166	0,06114	0,642	0,0063	0,87	0,0054	1,5486	0,00204	0,0009
denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001	0,6	0,0002	0,0004
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01	190	0,001	0,35
prvek	Cr	Ba	Ti	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,0522	0,7722	0,498	0,666	0,0042	0,00114	0,00012	7,8	
denní limit mg/kg	1,5	0,2	3	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	1,46	-	2,68	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly vzorkovány 4 druhy hospodářských rostlin (mrkev, česnek, fazol, cibule) – v celkovém denním příjmu představovaly tyto produkty cca 12 % (6 g na kilogram váhy obyvatele).

Tab. 11: Denní příjem těžkých kovů - obilniny

Kiči-Kemin									
prvek	Cu	Pb	Zn	Co	Mn	As	Sr	Cd	Sb
denní příjem mg/kg	0,13	0,009	0,73	0,001	0,76	0,004	0,23	0,001	<0,1
denní limit mg/kg	0,14	0,0036	0,5	0,0014	0,14	0,001	0,6	0,0002	0,0004
LOAEL	-	-	0,83	0,04	0,14	0,01	190	0,001	0,35
prvek	Cr	Ba	Ti	B	Se	Nb	Ag	Al	
denní příjem mg/kg	0,0499	0,44	0,22	0,079	0,004	< 0,01	0,00006	< 100	
denní limit mg/kg	1,5	0,2	3	0,2	0,005	0,0004	0,005	1	
LOAEL	1,46	-	2,68	-	0,015	0,35	-	100	

Pozn.: Byly vzorkovány 3 vzorky obilnin (2 ječmen, 1 pšenice). Ve výpočtech byl dán důraz na pšenici. Celková dávka byla stanovena na 100% denního příjmu – tj. 17,5g/kg váhy obyvatele.

Příloha č. 4:

Tab. 12: Souřadnice vzorků

pořadí	číslo vzorku		druh vzorku		kód vzorku			N 42° ….	E 76° ….	m n.m.
1	R1		traviny		S III 12			53,079	8,615	2274
2	R2		traviny		S I 1			52,898	8,254	2274
3	R3		traviny		S I 2			52,73	7,841	2204
4	R4		zelenina		N Z K 1		mrkev	52,654	7,565	2151
5	R5		zelenina		N Z K 2		křen	52,654	7,565	2151
6	R6		zelenina		N Z K 3		česnek	52,654	7,565	2151
7	R7		zelenina		N Z O 1		cibule	52,654	7,565	2151
8	R8		traviny		N R P			52,435	7,411	2090
9	R9		traviny		N R N			52,435	7,411	2090
10	R10		traviny		S I 3			52,654	7,565	2151
11	R11		traviny		S I 10			42,325	7,346	2071
12	R12		traviny		S I 4			52,094	6,344	2062
13	R13		traviny		S I 5			52,094	6,344	2062
14	R14		traviny		S I 6			52,099	6,24	2063
15	R15		traviny		S I 7			52,139	6,174	2043
16	R16		traviny		S I 8			52,399	6,601	2063
17	R17		traviny		S II 1			51,998	5,775	1983
18	R18		traviny		S II 2			51,998	5,775	1983
19	R19		traviny		S II 3			51,174	4,823	1873
20	R20		traviny		S II 4			50,544	2,862	1733
21	R21		traviny		S II 5			49,772	1,8	1663
22	R22		traviny		S I 11			49,966	4,455	1763
23	R23		traviny		S I 12			49,893	1,396	1763
24	R24		traviny		S I 13			49,916	1,213	1770
25	R25		traviny		S I 14			49,916	1,213	1765
26	R26		traviny		S I 15			49,98	1,243	1758
27	R27		traviny		S I 16			49,795	1,604	1696
28	R28		traviny		S II 6			47,917	0,532	1590
29	R29		zelenina		N Z K 4		mrkev	47,683	0,368	1586
30	R30		zelenina		N Z K 5		česnek	47,766	0,435	1593
31	R31		zelenina		N Z O 2		fazol	47,766	0,435	1593
32	R32		zelenina		N Z K 6		ředkev	47,766	0,435	1593
33	R33		zelenina		N Z O 4		č. zelí	47,378	0,191	1574
34	R34		zelenina		N Z O 3		fazol	47,378	0,191	1574
35	R35		zelenina		N Z K 7		mrkev	47,378	0,191	1574
36	R36		zelenina		N Z K 8		česnek	47,378	0,191	1574
37	R37		zelenina		N Z K 9		česnek	46,919	59,673	1553
38	R38		zelenina		N Z K 10		mrkev	46,919	59,673	1553
39	R39		zelenina		N Z O 5		fazol	46,919	59,673	1553
40	R40		traviny		S III 1			46,673	57,686	1478

pořadí	číslo vzorku		druh vzorku		kód vzorku			N 42° ….	E 76° ….	m n.m.
41	R41		obilniny		N Z 1		ječmen	46,112	54,171	1354
42	R42		obilniny		N Z 2		ječmen	46,112	54,171	1354
43	R43		obilniny		N Z 3		pšenice	47,256	54,786	1343
44	R44		zelenina		N Z K 11		mrkev	47,087	54,659	1327
45	R45		zelenina		N Z K 12		česnek	47,087	54,659	1327
46	R46		zelenina		N Z O 6		fazol	47,087	54,659	1327
47	R47		zelenina		N Z O 7		cibule	47,087	54,659	1327
48	R48		traviny		S III 2			46,038	54,526	1373
49	R49		traviny		S III 3			47,845	51,603	1290
50	R50		zelenina		N Z K 13		česnek	47,718	51,485	1307
51	R51		zelenina		N Z K 14		mrkev	47,718	51,485	1307
52	R52		zelenina		N Z O 8		fazol	47,718	51,485	1307
53	R53		obilniny		N Z 4		pšenice	45,198	52,896	1328
54	R54		traviny		S III 4			48,798	45,444	1169